Ana Carolina Silvério Pires de Abreu Araújo

Licenciatura em Arquitectura Paisagista

Contribuição para o Estudo da Viabilidade/Sustentabilidade da Dessalinização enquanto Técnica de Tratamento de Água

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Perfil Engenharia Sanitária

Orientador: Prof. Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa, Prof. Auxiliar, FCT/UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano
Arguente: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano
Vogais: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral
Prof. Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa

Março 2013

Ana Carolina Silvério Pires de Abreu Araújo

Licenciatura em Arquitectura Paisagista

Contribuição para o Estudo da Viabilidade/Sustentabilidade da Dessalinização enquanto Técnica de Tratamento de Água

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Perfil Engenharia Sanitária

Orientador: Prof. Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa, Prof. Auxiliar, FCT/UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano
Arguente: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano
Vogais: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral
Prof. Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa

Março 2013

“If we could produce fresh water from salt water
at a low cost, that would indeed be a great
service to humanity, and would dwarf any other
scientific accomplishment.”

President John F. Kennedy, 1962

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar gostaria de agradecer à Prof. Rita Maurício o apoio incondicional na elaboração da dissertação.

Aos meus colegas da Coba pelo apoio e motivação, tendo sido, em algumas ocasiões, uma ajuda preciosa.

Aos meus pais que sempre acreditaram em mim e me têm ajudado continuamente ao longo do meu percurso de vida.

À minha avó, sempre presente na minha memória nos mais diversos momentos, e que, hoje compreendo, me ajudou a ver as coisas sempre pelo lado mais pacifico e humano. Nunca a esquecerei e só lamento não lhe ter agradecido o suficiente tudo o que sempre fez por mim.

Ao meu mano, Miguel, que será sempre o meu companheiro e amigo.

Ao meu marido, Zé, que eu adoro e é um exemplo de dedicação e força de vontade em tudo o que faz, agradeço a contínua motivação para que eu conseguisse ultrapassar mais esta etapa.

RESUMO

A escassez de água é, cada vez mais, um problema actual e afecta já vários sectores da sociedade, ameaçando também a sustentabilidade ambiental. Como resposta, tem surgido a dessalinização enquanto técnica de tratamento de água. A dessalinização foi muito utilizada inicialmente para abastecer os municípios e indústrias de regiões áridas e semi-áridas, no entanto, esta tecnologia tem-se tornado um excelente aliado como recurso primário para o tratamento de água e, sobretudo nas décadas mais recentes, tem sido cada vez mais utilizada. Os impactes ambientais e económicos são os principais aspectos que condicionam a proliferação desta técnica de tratamento de água.

Este trabalho tem como principal objectivo contribuir para o conhecimento da dessalinização enquanto técnica de tratamento de água, analisando as vertentes ambiental e económica, tentando focar, sobretudo, os aspectos que divergem de outros tipos de técnicas de tratamento de água.

Dos principais impactes ambientais destaca-se, a descarga do concentrado de salmoura rejeitado pelas unidades de dessalinização. A descarga dos sub-produtos provenientes de uma estação de tratamento por dessalinização é, comummente, efectuada no meio aquático provocando alterações significativas neste meio, uma vez que, a salmoura pode conter uma variedade de produtos químicos com elevadas concentrações. A potencial nocividade deste tipo de descargas no ambiente aquático e outras formas de destino final, é alvo de identificação e análise.

Foi ainda elaborada uma comparação dos custos mais relevantes entre as duas principais tecnologias, a OI (Osmose Inversa) e a MSF (“Multi-Stage Flash”). Para além disso incorporou-se um conjunto de recomendações, que permitem diminuir não só os impactes ambientais mas como os custos do processo.

Concluiu-se que a técnica da dessalinização de água pode, potencialmente, destacar-se como técnica primária de abastecimento de água potável, verificando-se um alargado crescimento em vários países do mundo, mesmo em países com menos recursos económicos, na medida em que os custos associados são cada vez mais baixos.

A OI e a MSF assumem o papel de maior destaque nesta técnica e, no caso da Osmose Inversa esta é a técnica, onde os impactes ambientais, os custos e o dispêndio energético são menores. A MSF, sendo um processo térmico é a mais utilizada em países do Golfo Pérsico, onde a energia é obtida a um custo bastante menor.

Por fim descrevem-se alguns dos futuros avanços tecnológicos, alguns ainda em fase de estudo, e que, permitirão uma constante evolução nos processos e técnicas envolvidas para que a dessalinização se venha a tornar uma forma eficaz e cada vez mais económica de produzir água potável.

PALAVRAS-CHAVE: Escassez de Água, Dessalinização, Impactes Ambientais, Custos, Osmose Inversa, Evaporação Multi-Flash.

ABSTRACT

Water scarcity is a problem that is increasing and already affects various sectors of society and threats environmental sustainability. In response, has emerged desalination as a technique for water treatment. Desalination has long been used, initially to supply municipalities and industries in arid and semi-arid regions, however, this technology has become a great ally as primary resource for water treatment and especially in recent decades, has been increasingly used. The environmental and economic impacts are the main aspects that affect the proliferation of this technique of water treatment.

This work has as main objective to contribute to the knowledge of desalination, as a water treatment technique, and analyzes the environmental and economic aspects, trying to focus, in the aspects that differ from other types of water treatment techniques.

The major environmental impacts stands for the discharge of concentrated brine rejected by desalination plants. The discharge of the by-products from a desalination water treatment plant is commonly carried out into water causing significant changes in this environment, since the brine may contain a variety of chemicals at high concentrations. The potential harm of such discharges in the aquatic environment and other forms of final destination, is target of identification and analysis.

Was even prepared a comparison of the costs, between the two most relevant key technologies, RO (Reverse Osmosis) and MSF ("Multi-Stage Flash"). Additionally incorporated into a set of recommendations that will minimize, not only, the environmental impact but also the costs of the all process.

It was concluded that the technique of desalinating water can potentially stand out as primary technique for drinking water supply, checking for an extended growth in many countries, even in countries with fewer economic resources, to the extent that associated costs are lower and lower.

The RO and the MSF assume greater role in this technique and, in the case of reverse osmosis this is the technique where the environmental impacts, costs and energy expenditure are smaller. The MSF is a thermal process that is most used in the Gulf countries, where energy is obtained at a much lower cost.

Finally we describe some future technological advances, some still in the study phase, and that will allow a constant evolution in the processes and techniques involved in desalination, so that it can become more and more economic to produce drinking water.

KEYWORDS: Water Scarcity, Desalination, Environmental Impacts, Costs, Reverse Osmosis, Multi-Flash Evaporation.

ÍNDICE GERAL

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE QUADROS

LISTA DE ABREVIATURAS

M – Milhões

B – Biliões

US$ – Dólares Norte-Americanos

Mm^3 – Milhões de Metros Cúbicos

SDT – Sólidos Totais Dissolvidos

SDI – Índice Densidade de Sedimentos

IDA – "International Dessalination Association"

FAO – "Food and Agriculture Organization of the United Nations"

WHO – "World Health Organization"

GWI – "Global Water intelligence"

OI – Osmose inversa

OD – Oxigénio Dissolvido

MSF – "Multi-Stage Flash" (Evaporação Multi-Flash)

MED – Destilação Múltiplo Efeito

UF – UltraFiltração

NF – NanoFiltração

FO – "Forward Osmosis"

ZLD – "Zero Liquid Discharge"

SWOT – "Strenghts, Weaknesses, Opportunities, Threats"

UNEP – "United Nations Environment Programme"

USGS – "United States Geological Survey"

PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

WRI – "World Resources Institute"

IWMI – "International Water Management Institute"

EPA – "Environmental Protection Agency"

IPCC – "Intergovernmental Panel on Climate Change"

NRC – "National Research Institute"

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETAR – Estação de Tratamento de Água Residual

1 INTRODUÇÃO

1.1 A PROBLEMÁTICA DA ESCASSEZ DE ÁGUA NO NOSSO PLANETA

A maioria das sociedades ocidentais consideram o fácil acesso à água como garantido e raramente questionam a fonte, a sua confiabilidade ou até a sua qualidade, supondo, muitas vezes, que este recurso é infinito, no entanto, a água, é um dos recursos mais importantes - ainda mais importante do que o petróleo (Morrison *et al.,* 2009). A água é um bem essencial para o desenvolvimento económico, social e ambiental, mas é também um recurso cada vez mais escasso. Constata-se uma crescente diminuição na sua disponibilidade e qualidade, e as alterações climáticas cada vez mais expressivas acentuam esta necessidade criando desafios significativos já no presente (Morrison *et al.,* 2009).

De acordo com a FAO (2007), 75% da superfície do nosso planeta é coberta por água. Da totalidade de água existente 97,5% é água salgada, restando apenas 2,5% de água doce. Como se mostra na figura 1.1 de toda a água doce existente, apenas 0,4% é superficial, cerca de 30,1% é água subterrânea e cerca de 68,7% da água existente encontra-se no estado sólido (calotes polares, icebergues, etc).
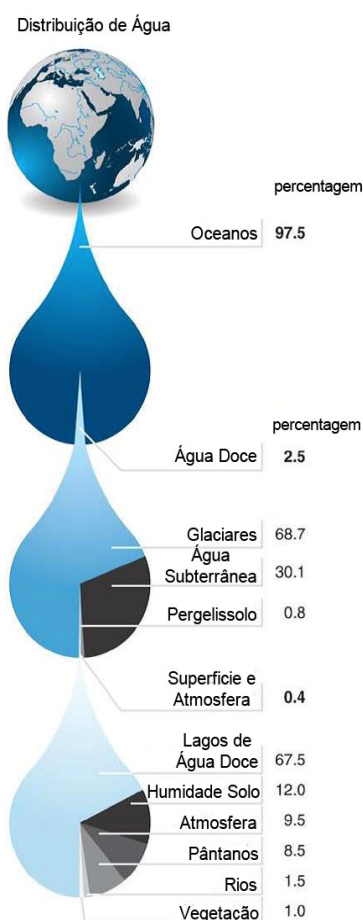
Figura 1.1 – Distribuição de água no planeta (Banco Mundial).

Os recursos de água doce não são uniformemente distribuídos ao longo do planeta e dependem não só dos padrões do clima e precipitação, mas também das próprias estruturas geológicas (Leusbrock, 2011).

Na **Figura 1.2** mostra-se a distribuição e as formas em a água se encontra no nosso planeta.
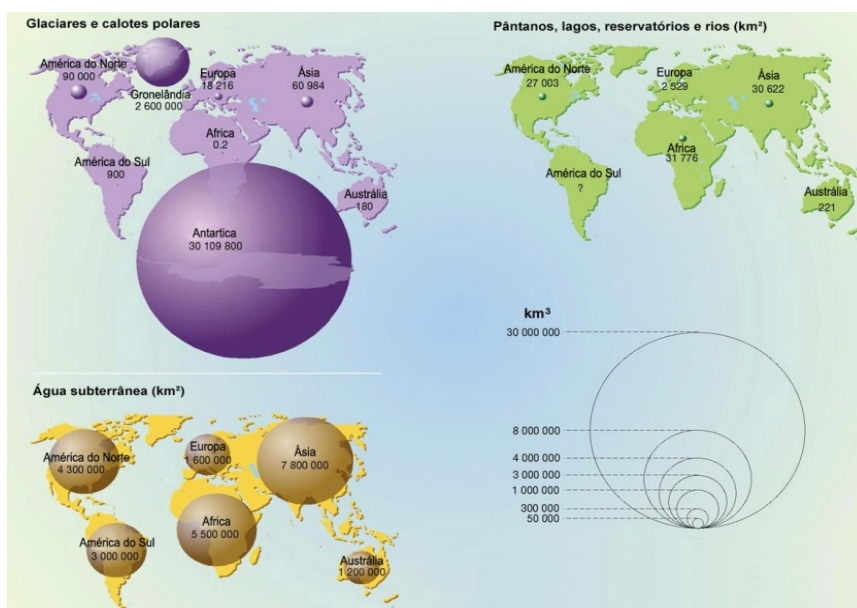
Figura 1.2 – Recursos de água doce, por continente, existentes no planeta (Shiklomanov, 1999).

Como se pode observar pela **Figura 1.1** e **Figura 1.2** a distribuição e disponibilidade de água doce varia de região para região, tornando-a num recurso escasso nalguns locais. Os glaciares e os calotes de gelo cobrem cerca de 10% da superfície terrestre, e estão concentrados na Gronelândia e na Antártida e contêm quase 70% da água doce do mundo. De acordo com o United States Geological Survey (USGS), 96% da água doce congelada do mundo está no Sul e Pólo Norte (UNEP, United Nations Environment Programme, 2008).

As águas subterrâneas são, de facto, a fonte mais abundante e disponível de água doce e cerca de 1,5 biliões de pessoas dependem desta para o abastecimento de água potável, WRI, PNUMA, PNUD, Banco Mundial, e Boswinkel, (1998, 2000 como citado por UNEP, 2008).

Ao constatar estes números percebe-se que, cada vez mais, a água doce existente, sendo um recurso essencial à vida, é insuficiente para responder à acentuada procura dos diversos sectores e a busca constante deste recurso tem-se tornado cada vez maior.

Segundo a FAO (2007), a escassez de água ocorre quando a procura por este recurso excede a oferta num determinado domínio. Ainda segundo a mesma fonte, a escassez de água pode

ser definida de várias formas. De forma genérica, a escassez de água é vista como o ponto em que o impacto global de utilização colide com o fornecimento ou a qualidade da água, na medida em que a procura não é satisfeita plenamente.

A escassez de água é simultaneamente um conceito relativo. A escassez pode ser, por exemplo, um produto social (um produto da riqueza, expectativas e comportamento habitual), ou a consequência de padrões alterados de abastecimento decorrentes de alterações climáticas (UN-WATER, 2006). Assim, e para certas regiões, a disponibilidade de água doce determina, o modo de vida, de saúde pública e até a economia, podendo ser ainda determinante na estipulação de normas sociais (Leusbrock, 2011).
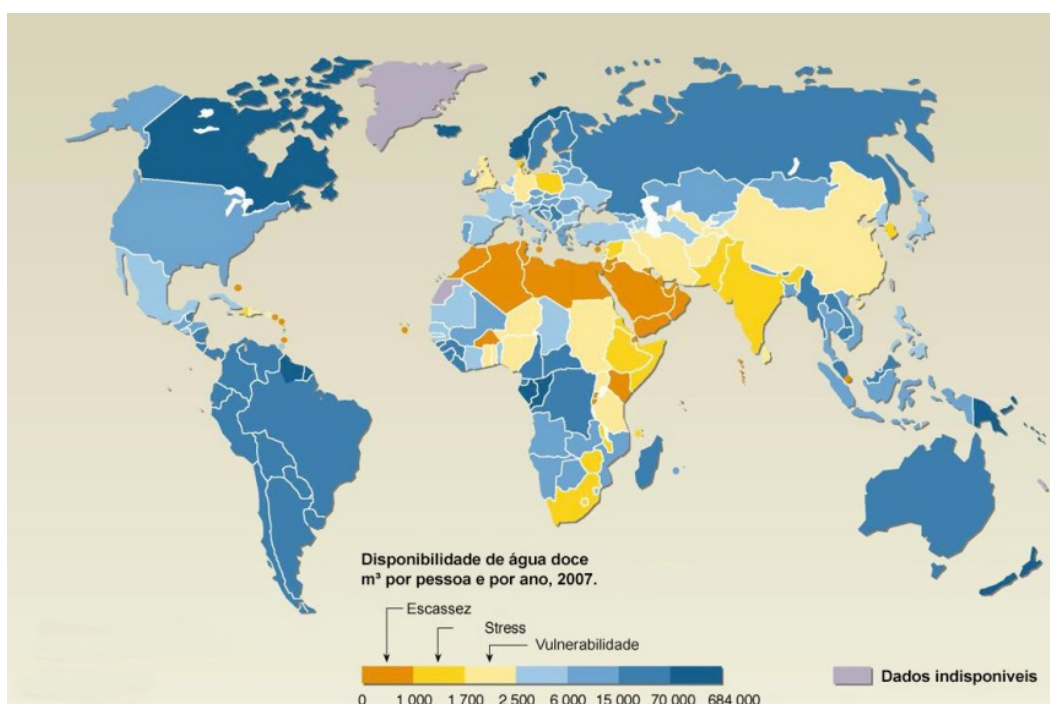
Figura 1.3 – Disponibilidade de água doce no mundo (FAO, 2007).

Segundo dados do IWMI, International Water Management Institute, uma em cada três pessoas enfrenta, actualmente, alguma forma de escassez de água, constatando-se ainda, que um quarto da população vive em áreas que já apresentam escassez de água, e mais de um bilião de pessoas vive em locais onde a água é economicamente inviável. O facto de a água ser economicamente inviável impossibilita que, mesmo que se constate a sua presença em rios ou aquíferos, a falta de infra-estruturas necessárias tornam-na inacessível.

Para o IWMI a problemática da escassez de água não se restringe apenas à questão da quantidade, e define-se como um conceito relativo ao comparar a disponibilidade em relação ao seu uso actual (Lattemann, Kennedy, Schippers, & Amy, 2010).

Para a FAO (2007), as três principais dimensões que caracterizam a escassez de água são, essencialmente: a lacuna física de disponibilidade de água para responder à crescente procura, o nível de desenvolvimento das infra-estruturas que controlam o armazenamento, a distribuição e o acesso, e a capacidade institucional de cada região para fornecer os serviços de água necessários. No entanto, a escassez de água tem muitas vezes origem na falta de água, e é nas regiões áridas e semi-áridas, frequentemente afectadas por secas e grande variabilidade climática, combinada com o crescimento populacional e desenvolvimento económico, que os problemas de escassez de água são mais expressivos.

De acordo com a UN-WATER (2006) a situação tem sofrido um agravamento a um ritmo alucinante, à medida que as crescentes áreas urbanas impõem uma forte pressão sobre os recursos hídricos locais. Espera-se um aumento populacional, sobretudo em cidades asiáticas, onde a expectativa de crescimento nos próximos 20 anos é de 1 bilião de pessoas. Estima-se ainda que, na totalidade, se registe um aumento de 3 biliões de pessoas até 2050, 90% das quais, deverão nascer e viver em países em desenvolvimento (Leusbrock, 2011).
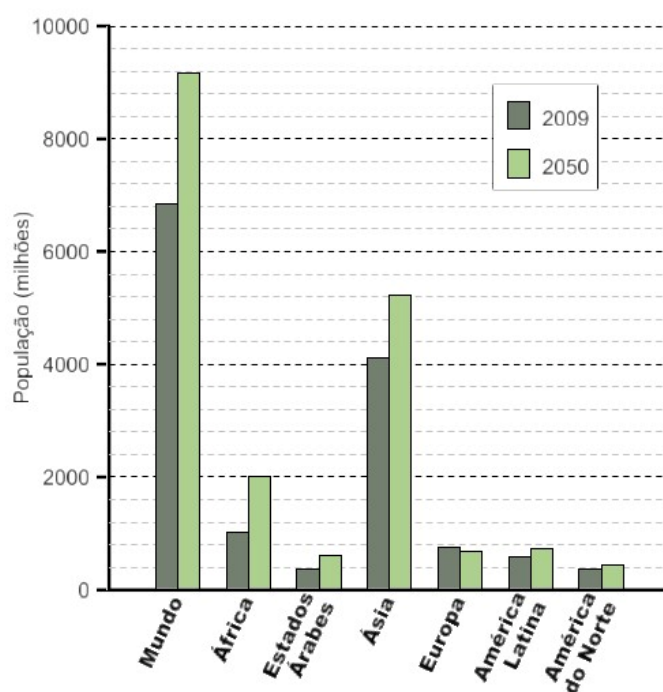
Figura 1.4 – População global e regional (Leusbrock, 2011).

O crescimento da população em combinação com a pressão económica sobre a população acentuará a tendência de migração para as cidades contribuindo para um aumento global da urbanização (Vörösmarty *et al.,* 2000). Em 2030, os 81% da população a residir em zonas urbanas corresponderão a pessoas que vivem em cidades ou vilas de países em desenvolvimento e 60% do total da população do mundo viverá em cidades localizadas em

áreas costeiras. A urbanização maciça que é esperada levantará graves problemas no fornecimento e tratamento de água, devido não só aos recursos já limitados de energia mas também à concentração local de habitação e indústria (UN-WATER, 2006). Em regiões com abundância de água, como os trópicos húmidos, o desafio não estará no fornecimento da quantidade adequada de água, mas sim no fornecimento de água com boa qualidade (Vörösmarty *et al.,* 2000).

Ainda segundo a UN-WATER (2006) estima-se que em 2025, 1.800milhões de pessoas estarão a viver em países ou regiões com escassez de água absoluta, e dois terços da população mundial pode encontrar-se já em situação de stress.

Estima-se que, em média, um individuo, tanto na Europa como nos Estados Unidos utilize entre 200 a 600L de água por dia, em comparação com os 20L considerados necessários diariamente para todas as rotinas que envolvem o consumo de água (Lattemann *et al*., 2010; Micale *et al.,* 2009).

O consumo de água mais do que duplicou em relação à taxa de crescimento da população neste último século e, embora não se possa afirmar que a escassez de água seja global, pode-se dizer que cada vez mais um número crescente de regiões enfrenta já uma escassez de água crónica (Vörösmarty *et al.,* 2000).
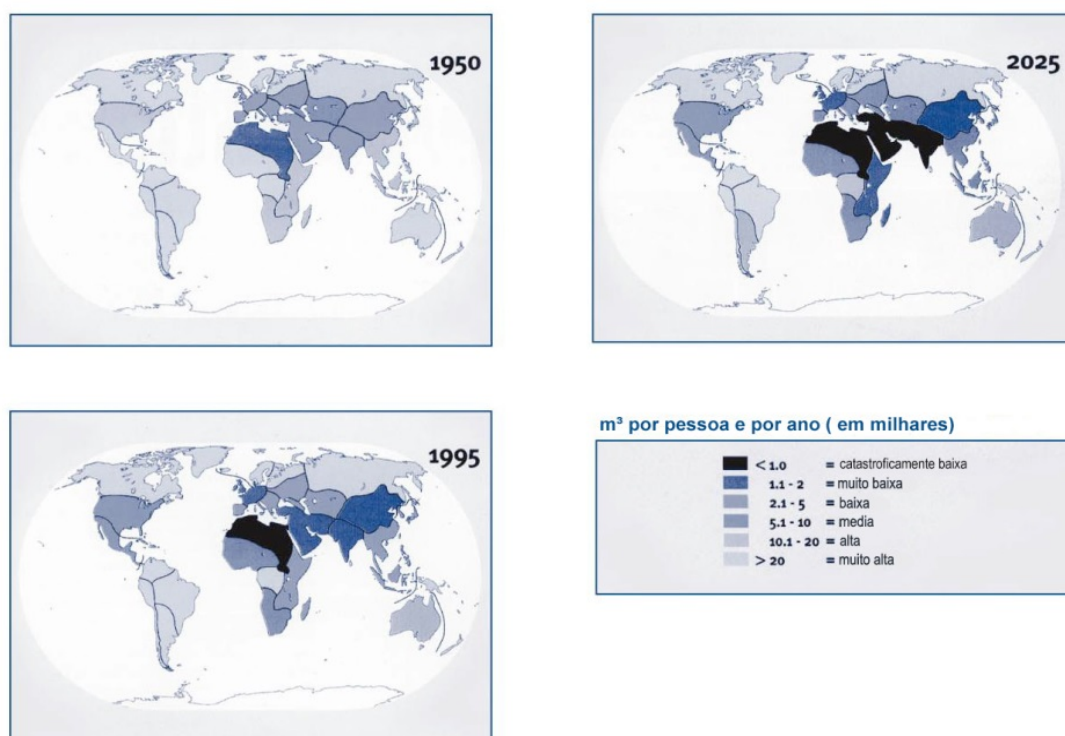
Figura 1.5 – Evolução e Estimativa da Disponibilidade de água global desde 1950 até 2025 (Banco Mundial, 2007).

Como consequência do crescimento e a procura das fontes de água doce, quer subterrâneas, quer de superfície, para os sectores da agricultura, doméstico e industrial, intensificar-se-á a pressão nos recursos hídricos e agudizar-se-ão os danos provocados pela sob exploração ambiental que conduzirão ao consequente esgotamento das fontes de água doce (Leusbrock, 2011; Vörösmarty *et al.,* 2000).

Outra das causas considerada como sendo a mais relevante no consumo de água, é o consumo do sector agrícola.
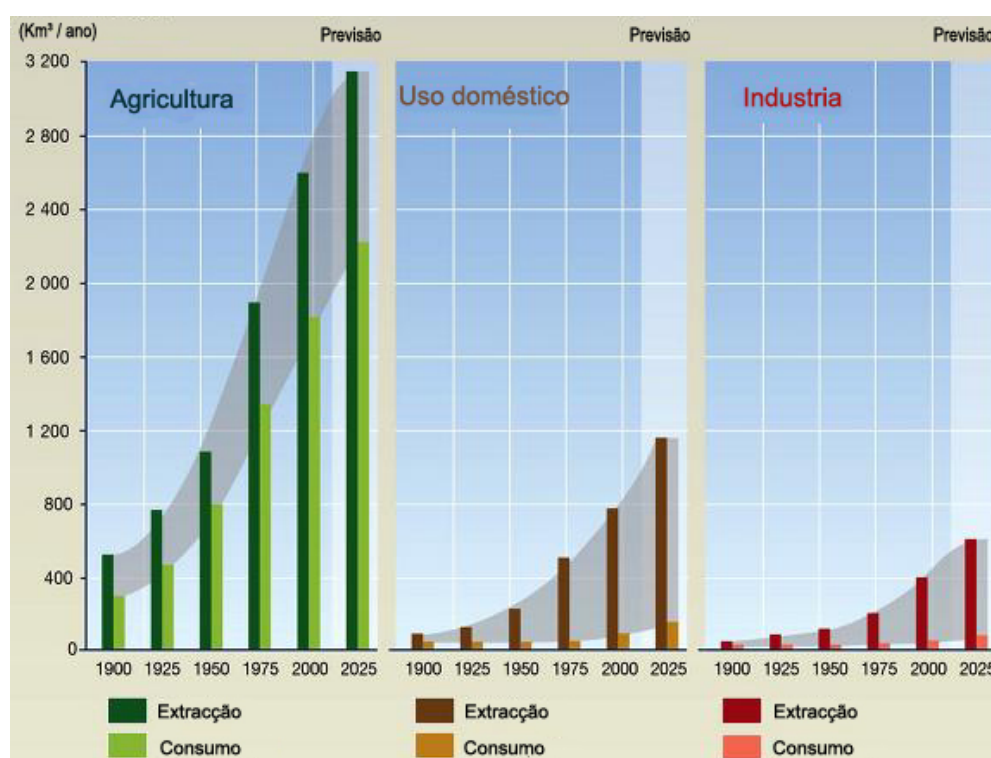
Figura 1.6 – Consumo e extracção de água ao longo de vários anos por sectores (agrícola, doméstico e industrial). A banda cinzenta representa a diferença entre o consumo e a extracção, indicando a intensidade crescente a que se consegue explorar a água (Shiklomanov, 1999)

A agricultura assume um papel crucial na contribuição para a escassez de água, sendo, actualmente, responsável por 70% do consumo e por mais de 90% da sua utilização destrutiva (FAO, 2007). É expectável, de acordo com Morrison *et al.* (2009), que a procura de água para o sector agrícola aumente, principalmente para irrigação, devido a períodos de seca prolongada e severa estiagem. Algumas pesquisas estimam um aumento de mais de 40% do consumo de água para a irrigação em 2080 (Morrison *et al.,* 2009).

De acordo com a FAO (2007), é sob a pressão conjunta do crescimento populacional e as mudanças de hábitos alimentares que o consumo de alimentos tem vindo a aumentar na

maioria das regiões do mundo, esperando-se que em 2050, 1bilião de toneladas adicionais de cereais e 200milhões de toneladas de carne terão de ser produzidos anualmente para satisfazer a procura crescente de alimentos. O IWMI estima que, cada caloria consumida na alimentação requer, cerca de 1L de água para ser produzida. Estes níveis de consumo deverão contribuir para um número crescente de regiões com escassez de água e a uma alteração profunda ao nível da estabilidade e sustentabilidade dos ecossistemas (Lattemann *et al*., 2010).

À medida que todo este conjunto de factores, já referidos, conduz a uma inexorável procura de água e ao seu consequente esgotamento, também as mudanças climáticas alteram os recursos de água doce e agravam este problema. As secas, atribuíveis em parte significativa às mudanças climáticas, estão já a causar uma escassez aguda de água em grande parte da Austrália, Ásia, África e Estados Unidos. A China, Índia e Paquistão são já países onde mais de um bilião de pessoas não tem acesso a água potável (Morrison *et al.,* 2009).

Desde a década de 90 que a comunidade científica tem alertado para as rápidas alterações climáticas que se têm feito notar, na tentativa de serem tomadas medidas urgentes para diminuir estas alterações (Hoekstra *et al.,* 2000). Permanece a expectativa de uma mudança global, ao observar-se as mudanças climáticas cada vez mais notórias, ano após ano (Vörösmarty *et al.,* 2000). Um número crescente de rios, agora, seca antes de chegar ao mar por períodos significativos do ano. Em muitas áreas, a água subterrânea é bombeada a taxas que excedem o reabastecimento, esgotando os aquíferos e os fluxos de base dos rios (Hoekstra *et al.,* 2000). Estes padrões de alterações extremas conduzem a desastres naturais, como inundações e períodos de seca extrema tornando o clima geral, menos previsível para além do contributo no aumento do nível da água do mar, desertificação entre outros danos ambientais, proporcionando uma alteração não só na quantidade, mas na qualidade das fontes disponíveis de água doce (UNEP, 2008; Mukheibir, 2010),

Segundo o UNEP (2008) o IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, afirmou que entre 2000 e 2005 no hemisfério norte, as alterações climáticas aceleraram mais rapidamente do que o previsto, chamando à atenção que o ciclo da água pode mudar de forma imprevisível, levando à possibilidade do aumento da ocorrência de condições meteorológicas extremas.

Estima-se que cerca de 20% do aumento global da escassez de água seja representando pelas alterações climáticas (FAO, 2006).

De acordo com um estudo citado pela FAO (2006) e por Morrison *et al.* (2009), dos Serviços de Meteorologia do Reino Unido de 2006, concluiu-se que, sem mitigação dos impactes que permitem as alterações climáticas, as secas severas que agora ocorrem apenas uma vez a cada 50 anos, irão ocorrer a cada dois anos até 2100.

De acordo com o UNEP, (2008) a análise a todos os cenários prováveis simulados e já publicados em relatórios de avaliação por parte do IPCC, mostram os seguintes resultados:

- a agricultura e o desenvolvimento rural vão ser notoriamente atingidos;

- a pobreza e a subnutrição deverão aumentar;

- o padrão climático implicará maior risco de vulnerabilidade para os seres humanos e para a biodiversidade;

- a redução no volume dos glaciares implicará um risco de segurança crescente para centenas de milhões de pessoas que vivem em zonas costeiras.

A disponibilidade e o abastecimento da água têm um futuro incerto para responder à acentuada procura (Mukheibir, 2010). O combate à escassez de água é de extrema importância de forma a sustentar a população mundial em rápido crescimento e assegurar a sua prosperidade futura. A busca por novas alternativas de qualidade tornam-se cruciais e um desafio para o mundo, no século XXI.

2 DESSALINIZAÇÃO COMO RECURSO

2.1 DESSALINIZAÇÃO ENQUANTO TÉCNICA DE PRODUÇÃO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO

À medida que se agudiza o problema da escassez de água torna-se imperativo a procura de origens, meios e tecnologias alternativas que permitam corresponder à procura crescente deste recurso. É necessário encontrar uma origem fiável e sustentável.

Sendo a superfície da terra coberta essencialmente por água salgada encontra-se aqui uma fonte alternativa que pode tornar-se viável para o fornecimento de água doce.

De acordo com o National Research Council, NRC (2008), existem várias formas de definir os graus de salinidade presentes na água. WHO (2007), considera que a água com concentrações abaixo dos 1000mg/l de SDT é aceitável para os consumidores, no entanto, esta concentração pode variar de acordo com as circunstâncias. Para a U.S. Environmental Protection Agency (EPA) um nível de SDT superior a 500 mg/l pode ser considerada como desagradável.

Da água salgada existente no mundo, mais de 97% contém um grau de salinidade que oscila entre os 33.000 e 37.000mg/l de SDT, segundo Morgan e Stumm (1996).
Para que a água salgada ou salobra possa ser utilizada como origem de água para produção de água potável, é necessário recorrer a um processo que permita a remoção da excessiva concentração de sais nela presente, isto é, a uma tecnologia de dessalinização.

Podem ser diversas as origens de água para o processo de dessalinização. Para além dos recursos superficiais, como os mares e oceanos que fornecem água salgada, outras fontes, de origem subterrânea, como os aquíferos, podem fornecer água salobra e salgada. Esta última origem representa cerca de 1% da totalidade de água existente no planeta (NRC, 2008).

A tecnologia da dessalinização é actualmente aceite, em todo o mundo, para responder de uma forma ampla, não só ao fornecimento de água potável para fins domésticos e municipais, como também pelo facto de poder ser utilizada para processos industriais, e ainda, como recurso de água de emergência para refugiados ou operações militares (Cooley, Gleick, & Wolff, 2006).

2.2 DESSALINIZAÇÃO – CONCEITO E ENQUADRAMENTO HISTÓRICO

O ciclo hidrológico da Terra efectua naturalmente o processo de dessalinização da água utilizando a energia solar. No ciclo da água, esta evapora dos oceanos, lagos e superfícies da terra, ficando os sais nos meios de origem. O vapor de água doce forma as nuvens que após sofrer um processo de precipitação cai na terra em forma de chuva e neve. A água move-se através dos solos, dissolvendo os minerais, tornando-se cada vez mais salgada. É desta forma que os oceanos são constituídos por água salgada, devido a este processo natural de evaporação, precipitação, e escoamento que permite um constante movimento do sal da terra para o mar, onde se acumula ao longo tempo (Cooley *et al.,* 2006).

A dessalinização consiste na remoção ou redução da concentração de sais e sólidos dissolvidos da água salgada (água do mar e, ou água salobra) para obter água doce. Para além da remoção de minerais, este processo, remove ainda outros componentes químicos, orgânicos e biológicos.

Apresenta-se na **Figura 2.1** o processo esquemático de dessalinização da água.
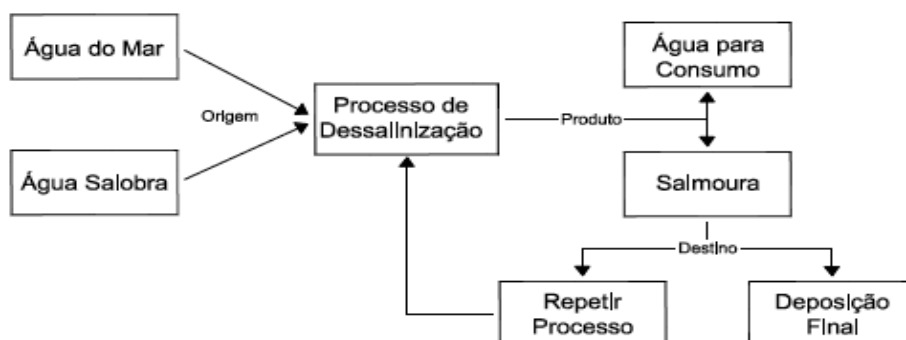
Figura 2.1 – Esquema Geral do Processo de Dessalinização (adaptado de Levy, 2008).

A separação do sal da água através da evaporação é uma prática antiga, datado do momento em que o sal, e não a água, era um bem precioso. Este processo era já descrito por Aristóteles (384-322) (Kalogirou, 2005).

O processo básico de dessalinização foi primeiramente utilizado desde o século XVII até ao século XIX em navios de guerra (Leusbrock, 2011).

A primeira localização de uma unidade de dessalinização ocorreu nas Antilhas Holandesas, mais precisamente, na Ilha de Curaçao, em 1928. Já em 1938 construiu-se uma das grandes unidades de dessalinização, onde é hoje a Arábia Saudita. No entanto, foi durante o período da 2ªGuerra Mundial que se deram os maiores avanços nesta área, na medida em que, era

necessário dar resposta às necessidades de água das infraestruturas militares em zonas áridas (Lattemann *et al.,* 2010). Após esta guerra vários foram os países que continuaram a investigar, desenvolver e optimizar o processo de dessalinização. Em 1950 o governo americano fundou o “Office of Saline Water”, que deu lugar em 1974 a uma organização sucessora, a “Office Water Research and Technology” (OWRT), que ajudou na pesquisa e desenvolvimento das tecnologias associadas à dessalinização (Kalogirou, 2005; Lattemann *et al.,* 2010).

Durante cerca de 50 anos registou-se uma evolução na tecnologia da dessalinização, desde a primeira dessalinizadora que se construiu até a uma unidade industrial perfeitamente desenvolvida e optimizada em meados de 1980 (Kalogirou, 2005).

2.3 DESSALINIZAÇÃO – CONTEXTO GLOBAL

Actualmente o mercado da dessalinização continua a crescer exponencialmente, esperando-se que de 2006 até 2015 seja duplicada a capacidade de produção instalada. De acordo com Klaus Wangnick da Global Water Intelligence (2005), estima-se que, até Janeiro de 2005, 10.000 unidades de dessalinazação foram construídas ou contratadas, representando uma capacidade instalada de produção de cerca de 36milhões de m^3/dia de água proveniente das mais variadas origens (Cooley *et al*., 2006). Já os dados da IDA (2008) indicam que no final de 2006, a capacidade total de dessalinização instalada era de 44,1milhões de m^3/dia (Lattemann, *et al*., 2010).
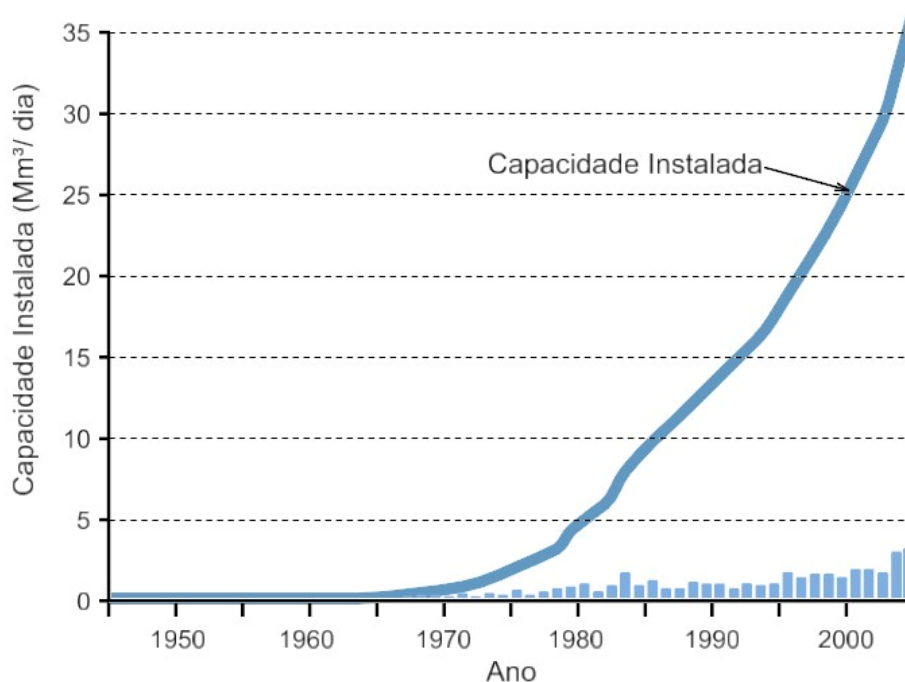
Figura 2.2 – Capacidade instalada global de dessalinização ao longo do tempo (adaptado de Cooley *et al.,* 2006).

De acordo com a **Figura 2.2**, no ano 2000 a capacidade cumulativa instalada rondava os 26milhões de m^3/dia, o que representa uma taxa de crescimento de cerca de 7% ao ano. Para o GWI (2007) a capacidade de crescimento deverá mais que duplicar até 2015. De acordo com a **Figura 2.3**, 38milhões m^3/dia deverão estar, presumivelmente, instalados na região do Golfo e 59milhões m^3/dia no resto do mundo (Lattemann, *et al.*, 2010).

Presentemente, a capacidade global de dessalinização ronda os 66,5milhões de m^3/dia e de acordo com a IDA espera-se que atinja os 100milhões de m^3/dia em 2015 (Ghaffour, Missimer, e Amy, 2013).
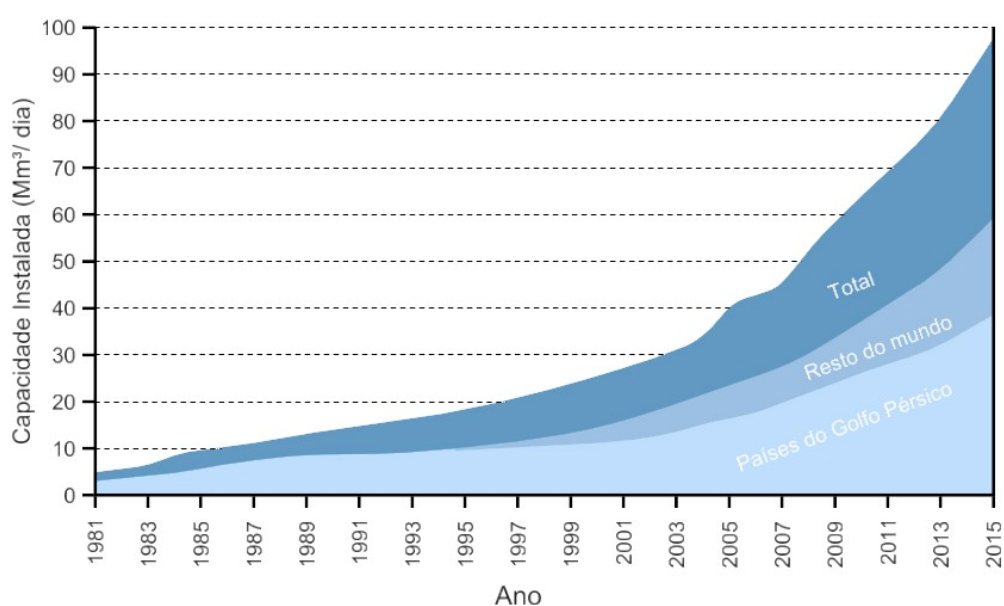
Figura 2.3 – Projecção do crescimento da capacidade instalada de dessalinização ao longo do tempo (GWI, 2006).

De acordo com Cooley *et al*. (2006), em 2005, os países líderes, a nível mundial, em capacidade de dessalinização encontram-se distribuídos da forma como se mostra na **Figura 2.4**.
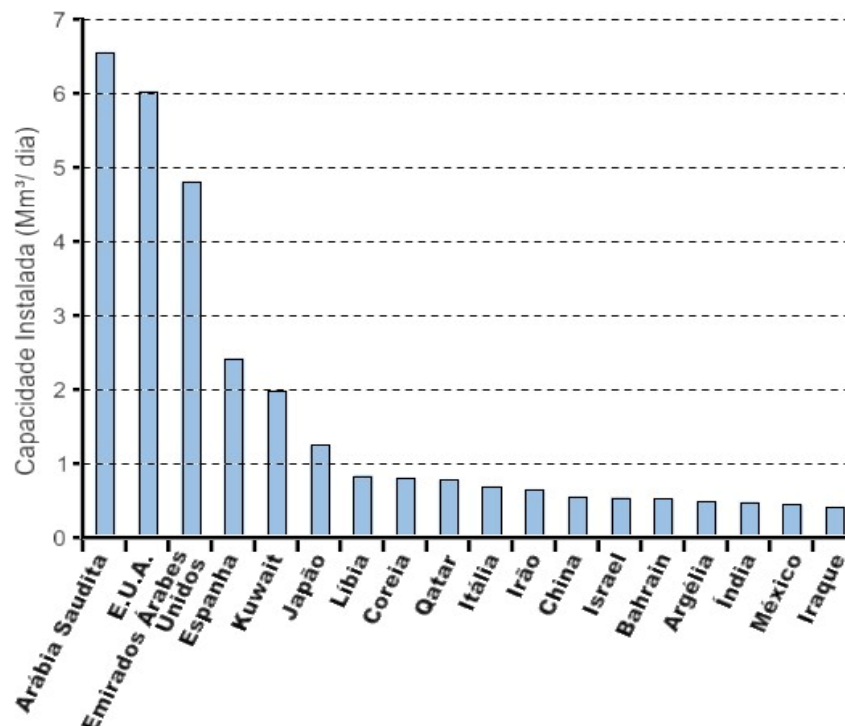
Figura 2.4 – Países com mais de 1% da capacidade de dessalinização instalada no mundo (Wangnick, 2005).

De acordo com a **Figura 2.4,** em regiões do Médio Oriente, como na Arábia Saudita (18% da capacidade total instalada no ano de 2005) e nos Emirados Árabes Unidos (13% da capacidade total instalada no ano de 2005) a fonte primária de água para consumo provém de unidades de dessalinização. Estas instalações de dessalinização são vitais para o desenvolvimento económico em países com baixos recursos de água doce (GWI, 2006).

O processo de dessalinização tem sido utilizado durante anos nas regiões mais áridas do Médio Oriente, no entanto, cada vez mais regiões estão a explorar o uso da dessalinização como uma fonte potencial de fornecimento de água, actualmente, em países como a Austrália, China e até em zonas costeiras da Califórnia esta tecnologia encontra um lugar de destaque, à medida que os custos inerentes decrescem tornando-a cada vez mais competitiva em relação às alternativas tradicionais. Os Estados Unidos da América assumem já cerca de 18% da capacidade total de dessalinização instalada.

É importante referir que existem ilhas, não representadas na **Figura 2.4**, que dependem da dessalinização numa grande percentagem das suas necessidades totais de água como são exemplo as Ilhas Caimão, Ilhas do Arquipélago de Cabo Verde, Aruba ou Bahamas.

Globalmente apenas 0,3% do consumo total mundial de água doce provém de unidades de dessalinização (Cooley *et al.,* 2006; GWI, 2006).

Uma das grandes características da tecnologia da dessalinização e que lhe confere um grande potencial é a vantagem de conseguir processar a água proveniente de diversas fontes. De acordo com Wangnick (2005), 56% da capacidade de dessalinização é concebida para processar água do mar e 24% da capacidade total permite processar água salobra. A capacidade restante de dessalinização tem origem em águas de outros tipos.

3 LINHA CONVENCIONAL DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR DESSALINIZAÇÃO

De acordo com o NRC (2008), e como se pode observar na **Figura 3.1**, um sistema de dessalinização deve ser constituído por 5 elementos chave, comuns a todo o tipo de estações de dessalinização, independentemente da origem da água, nomeadamente:

- Captação de Água - estruturas utilizadas para extrair água da fonte e introduzi-la no sistema;

- Pré-Tratamento – que efectua a remoção de sólidos em suspensão e permite controlar o crescimento biológico, preparando a água para processamento posterior;

- Dessalinização – o processo de remoção dos sólidos dissolvidos, principalmente sais e outros constituintes inorgânicos;

- Pós-Tratamento – onde se efectua a adição de produtos químicos à água para evitar a corrosão das tubagens a jusante, bem como outros ajustes necessários de forma a tornar a água potável;

- Gestão do Concentrado e outros Resíduos Gerados – deposição ou reutilização dos sub-produtos e outros resíduos resultantes do processo de dessalinização.
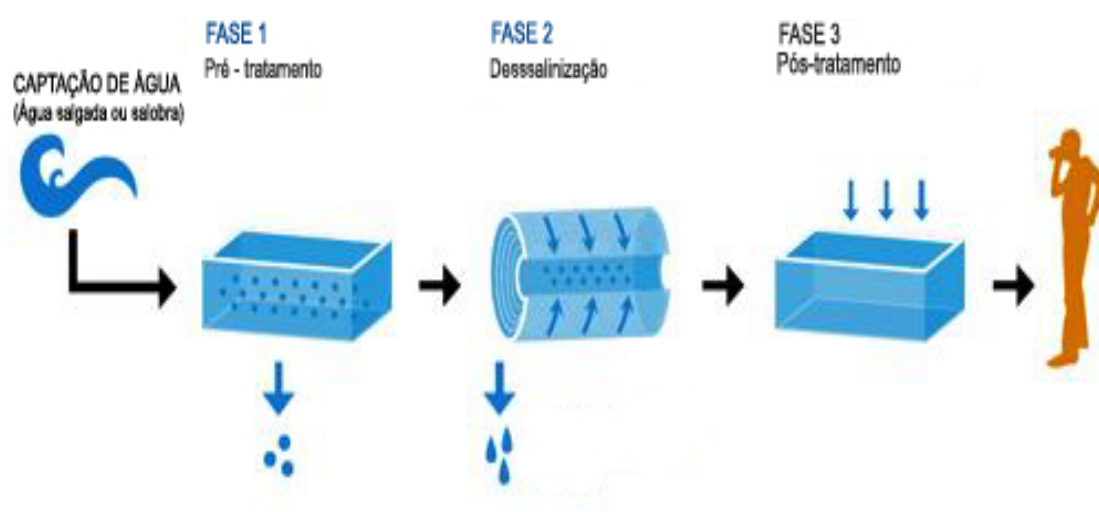
Figura 3.1 - Esquema de uma linha de tratamento de dessalinização (adaptado de UNESCO).

A água do mar contém, em média, 35.100mg/l de SDT (NRC, 2008). Para que os sais presentes na água possam ser removidos com recurso à dessalinização é necessário o envolvimento de tratamentos e processos eficazes para esse efeito. Para além do teor em sais, a água pode conter sólidos, contaminantes e organismos vivos. Dependendo da origem da água, as etapas e tecnologia de dessalinização podem variar e alterar todo o sistema de tratamento (NRC, 2008).

3.1 CAPTAÇÃO DE ÁGUA

3.1.1 Origem da Água

As unidades de dessalinização podem receber água de várias origens, sejam elas superficiais, como oceanos, mares, rios, entre outros, ou subterrâneas, como aquíferos, poços, ou outro tipo de galerias de infiltração, o que irá determinar o grau de salinidade presente. Contudo, um aspecto é transversal a todas estas origens, a presença de contaminantes, sejam estes naturais, ou de proveniência antropogénica (WHO, 2007).

Usualmente, as águas superficiais contêm um maior número de contaminantes presentes, bem como, maior quantidade de matéria orgânica. Para muitas águas superficiais existem descargas, controladas ou não, de indústrias, de campos agrícolas, de origem doméstica ou mesmo descargas naturais provenientes de escorrências do solo, que poderão afectar a qualidade da água e consequentemente adaptar a linha de tratamento para que se atinja um nível adequado de qualidade da água.

A maioria das águas subterrâneas está, por norma, suficientemente protegida de forma a não necessitar de qualquer tipo de tratamento, ou necessitar apenas de desinfecção (WHO, 2007). No entanto, e devido ao nível de salinidade que pode ocorrer num aquífero, surgiu a necessidade de os classificar de acordo com vários parâmetros. Uma das classificações que assume maior importância para o grau de salinidade de um aquífero tem a ver com a sua localização geográfica. É, de acordo com a sua localização geográfica, que os aquíferos podem ser classificados como interiores/continentais ou costeiros. A água proveniente de aquíferos é bastante variável no que se refere à concentração de sais dissolvidos podendo ser ligeiramente salobra ou ter uma concentração tão elevada de sais como a água do mar.

Apesar de as águas de origem subterrânea, estarem sujeitas a um processo de filtração natural que ocorre pela passagem nos vários níveis ao longo do subsolo, a contaminação, por origens semelhantes à contaminação das águas superficiais, é igualmente um risco inerente.

Na **Figura 3.2** é possível observar a distribuição e capacidade de produção para as diferentes origens de água que constituem a capacidade de tratamento de água instalada através de processos de dessalinização.
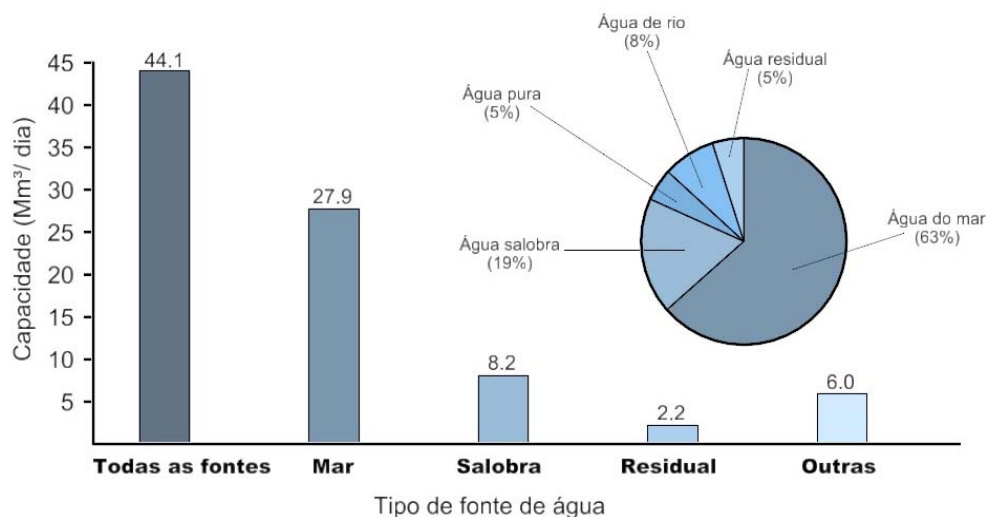
Figura 3.2 – Capacidade global de dessalinização por tipo de origem de água (Lattemann e Höpner, 2008).

Através da leitura da **Figura 3.2**, é possível verificar que, as duas principais fontes de água, que contribuem para a actual capacidade de produção de água dessalinizada, são a água salgada, com origem em águas de mar e oceanos, e a água salobra, com origens diversas como estuários, aquíferos e poços. Para a classificação destas duas diferentes origens de água o factor em causa está relacionado com a presença de sais dissolvidos. É, na realidade, a concentração de sais dissolvidos que diferencia a água salobra da água do mar.

No **Quadro 3.1** é possível verificar que a concentração de sais presentes na água salobra varia consideravelmente face à concentração de sais presentes em águas de mares e oceanos.

Quadro 3.1 – Concentração de sais em relação à origem da água (adaptado de Cooley *et al*. 2006).

Origem / Tipo de Água	Concentração Aproximada de Sais (g/l)
Águas Salgadas	0,5 a 3
Mar do Norte (Próximo de estuários)	21
Golfo do México e Águas Costeiras	23 a 33
Oceano Atlântico	35
Oceano Pacífico	38
Golfo Pérsico	45
Mar Morto	≈ 300

Dependente das condições na origem da água, a sua qualidade na entrada das estações de dessalinização variará, e determinará os processos de tratamentos a efectuar.

3.1.2 Estruturas de Captação de Água

As estações de dessalinização requerem sistemas de captação de água capazes de fornecer água em quantidade suficiente, com a melhor qualidade possível e com o mínimo de perturbação causada nos ecossistemas adjacentes (WHO, 2007).

Das estruturas de captação de água existentes, distinguem-se dois tipos, as estruturas abertas, para águas superficiais e as estruturas para águas subterrâneas (poços, galerias de infiltração, aquíferos).

As estruturas abertas de captação de água utilizam-se sobretudo em estações de dessalinização com capacidades superiores a 20.000m^3/dia, onde acabam por ser mais económicas, face a unidades de menor capacidade de produção (WHO, 2007). Estes tipos de estrutura são complexos e de grande extensão. As tubagens numa estrutura deste tipo podem ter entre centenas a milhares de metros ao longo do oceano. Usualmente, a água retirada por este tipo de estruturas requer sempre uma fase de pré-tratamento. No caso da água do mar, podem ainda destacar-se as estruturas que estão “embebidas” ou enterradas nos fundos marinhos, onde a água captada é de melhor qualidade, por sofrer uma espécie de filtração natural, conforme se mostra na **Figura 3.3**.
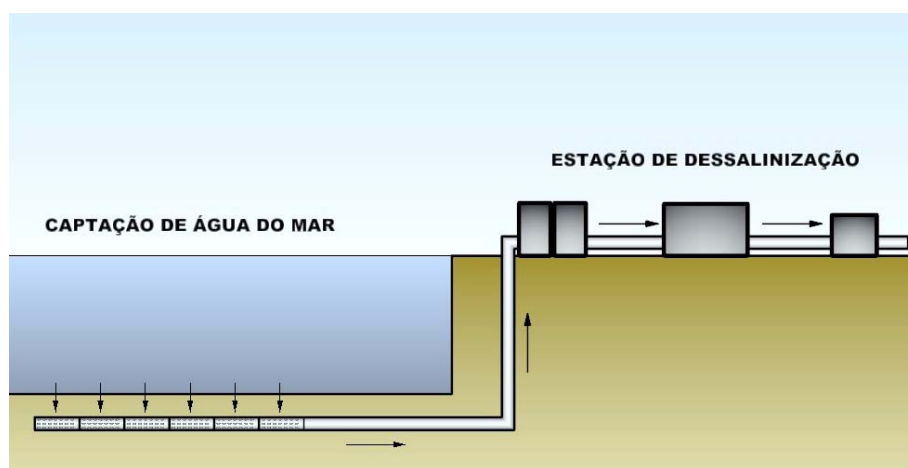
Figura 3.3 – Esquema de uma estrutura de captação de água enterrada no fundo marinho.

As estruturas de captação de águas subterrâneas podem ser estruturas horizontais ou verticais. Normalmente as unidades de dessalinização de água salobra recorrem a aquíferos ou poços para captação da água. Usualmente a água recolhida por estruturas submersas, em

poços ou aquíferos, é de melhor qualidade, visto sofrer uma espécie de pré-filtração, ao longo das formações do subsolo, para além de não se encontrar tão exposta, como as águas superficiais, a contaminações (WHO, 2007).

3.2 PRÉ-TRATAMENTO

Após a captação de água na origem dá-se início à linha de tratamento da água, propriamente dita.

O pré-tratamento da água permite a preparação da água, antes de entrar na fase de dessalinização, para que esta seja introduzida na etapa seguinte obedecendo a determinados critérios. De acordo com o NRC (2008), o pré-tratamento garante que os compostos presentes na água não reduzam o rendimento das unidades de dessalinização, tornando-se numa das etapas mais importantes para garantir a optimização da linha de tratamento.

Segundo Levy (2008) as características da água, depois de sofrerem um pré-tratamento, devem ter:

- Baixa concentração de SDT;
- Reduzida actividade biológica;
- Baixa concentração de metais pesados;
- Ausência de elementos com potencial oxidante;
- Baixo potencial de incrustação orgânica.

A fase de pré-tratamento é geralmente necessária para todos os processos de dessalinização, no entanto, para cada tecnologia utilizada numa unidade de dessalinização, o conjunto de características, acima referido, a ser respeitado, difere (Levy, 2008).

Para as unidades que recorrem a processos de dessalinização térmicos, os metais pesados são um dos aspectos mais importantes a ter em consideração na fase de pré-tratamento, de forma a evitar a corrosão dos equipamentos. A remoção de areias ou outro tipo de sólidos suspensos pode também ser necessária de forma a evitar a corrosão das tubagens.

No caso da Osmose Inversa a sensibilidade das membranas requer que a fase de pré-tratamento efectue uma remoção eficiente, não só dos metais pesados e partículas de maiores dimensões, como de partículas coloidais e em suspensão, para além da matéria orgânica natural, antes que, todos estes, possam colmatar as membranas. De forma a evitar o crescimento biológico pode ser necessário recorrer a biocidas ou desinfectantes (NRC, 2008). Para que a dessalinização seja bem-sucedida é fundamental proteger as membranas.

De acordo com Mickley *et al.* (1993), o processo de pré-tratamento é genericamente constituído pelo que se mostra no **Quadro 3.2:**

Quadro 3.2 – Caracterização do processo de pré-tratamento

Fase de Pré-Tratamento	**Objectivo**	**Químicos adicionados**	**Destino dos Químicos**
pH - Ajustamento para valores neutros	Redução Concentração Carbonatos (Precipitação de Carbonatos), Protecção das Membranas	Ácido Sulfúrico (H_2SO_4)	Afecta pH da Água Produzida e Concentrado, Sulfato fica no Concentrado
Anti-incrustantes	Prevenção de Incrustações nas Membranas	Agentes Dispersantes	Complexos Formados ficam no Concentrado
Coagulação/Filtração	Prevenção Incrustações e Entupimentos nas Membranas	Coagulantes - Floculantes	Floculantes formados Removidos por Filtração
Desinfecção	Prevenção de Incrustações Biológicas e Remoção de Microrganismos das Membranas	Cloro (Biocidas, UV)	Cloro Presente nos Produtos Finais
Remoção de Cloro	Protecção das Membranas	Bissulfato de Sódio ou Granulado de Carvão Activado	Reage com o Cloro formando Sulfatos; Cloro e Sulfatos presentes no Concentrado

3.3 TÉCNICAS / PROCESSOS ENVOLVIDOS NA DESSALINIZAÇÃO

Os processos mais relevantes envolvidos na dessalinização podem dividir-se em dois grupos:

- **Processos térmicos;**
- **Processos de tecnologia de membranas;**

3.3.1 Processos Térmicos

O processo térmico de obtenção de água doce a partir de água salgada é assegurado por métodos de destilação. Genericamente o processo térmico baseia-se no processo que ocorre no ciclo natural da água, no qual a água evapora, condensa e precipita.

De acordo com WHO (2007), “quando as soluções salinas são conduzidas à ebulição, o vapor formado consiste em gases solúveis de água pura e compostos orgânicos voláteis, enquanto os sais e outros compostos orgânicos permanecem na solução não evaporada”.

Dos principais processos da dessalinização térmica destacam-se, a Destilação Solar, a Evaporação Multi-Flash (MSF), a Destilação de Múltiplo Efeito (MED) e a Compressão de Vapor. Os dois processos mais utilizados mundialmente são a MSF e a MED. Ambos os processos são utilizados na dessalinização de água salgada e salobra, no entanto, a maioria é dedicada à dessalinização de água salgada.

Como referiu Levy (2008), "as grandes unidades de dessalinização encontram-se muitas vezes associadas a grandes estações de produção de energia, uma vez que grandes unidades de grande capacidade de destilação, requerem vapor como força motriz.". É também por este motivo que estes métodos são mais comuns no Médio Oriente onde o petróleo é utilizado como fonte de energia primária, para obtenção de energia eléctrica.

3.3.1.1 Destilação Solar

Neste método recorre-se à energia solar de forma a promover a evaporação da água e à subsequente condensação. A água a dessalinizar encontra-se em tanques cobertos por vidro ou outro tipo de material transparente, permitindo a entrada da luz solar, o que irá promover o aumento da temperatura da água e a consequente evaporação. A acumulação de vapor no interior irá condensar e a água escoa através de pontos de recolha. Assim, ocorre uma separação da água, dos sais minerais e impurezas, transformando-a em água potável. É importante referir que este método, ao utilizar a energia solar, é pouco dispendioso em termos energéticos, embora necessite de grandes áreas de implantação, para a construção de tanques de grandes dimensões (Levy, 2008), o que torna a sua escolha enquanto tecnologia difícil de aplicar em determinadas zonas. Segundo Semiat (2000), são necessários 250m^2 para obter 1m^3/dia de água.

3.3.1.2 Evaporação Multi-Flash (MSF)

Até ao início da década de 90 a evaporação multi-flash foi a técnica mais comum no processo de dessalinização da água.

A evaporação multi-flash, ou também designada de evaporação instantânea, consiste na ebulição da água em etapas sucessivas, onde é controlada a pressão e a temperatura. Neste método recorre-se a um conjunto de evaporadores com pressões ligeiramente menores entre eles. A diminuição da pressão entre evaporadores proporciona imediatamente a ebulição da água à medida que esta atravessa cada um dos evaporadores. Este rápido processo de ebulição induz uma imediata evaporação da água salgada ou, literalmente, a uma evaporação flash.

O vapor sobe até aos condensadores, arrefecendo depois ao longo de vários tubos onde circula a salmoura. A água doce é conduzida para o exterior da câmara e a salmoura é enviada para o meio receptor, ou para destino final, conforme mostra a **Figura 3.4**.
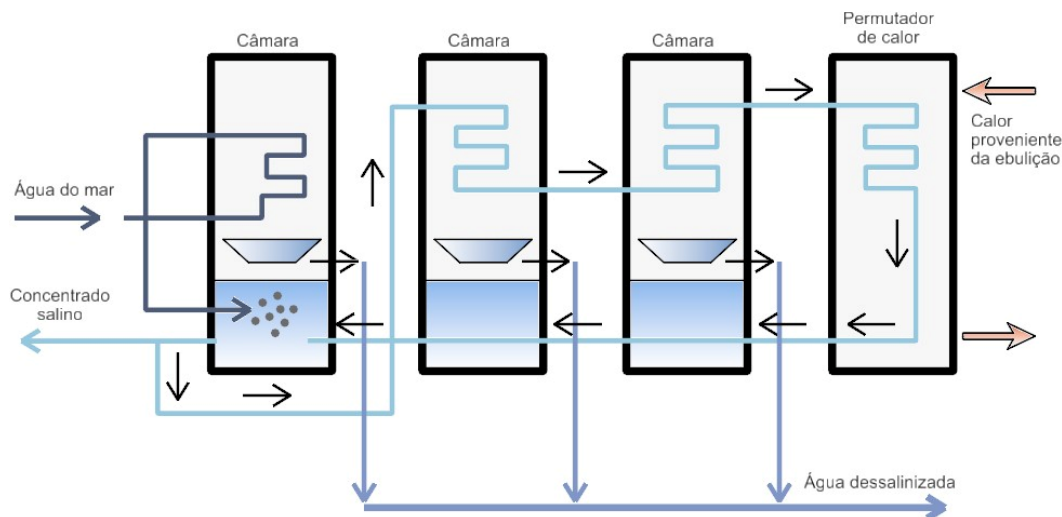
Figura 3.4 – Esquema do Processo de Evaporação Multi-Flash.

A recuperação de água salgada, para este processo, representa cerca de 15% do volume total inicial introduzido no sistema (Younos, 2005a). A taxa de recuperação de uma unidade de dessalinização é definida pela razão entre o volume de água fresca produzida e o volume de água introduzida no sistema. Quanto maior a taxa de recuperação, menor o volume de salmoura gerado, embora com níveis de salinidade maiores.

É no Médio Oriente e no Norte de África, mais especificamente na Arábia Saudita, Emirados Árabes Unidos, Kuwait, Líbia e Irão, que se concentram o maior número de centrais que recorrem à tecnologia de Evaporação Multi-Flash (MSF), ocupando esta tecnologia o segundo lugar nas opções tecnológicas de processos de dessalinização de uma água (Zhou e Tol, 2004).

3.3.1.3 Destilação de Múltiplo Efeito

A destilação de múltiplo efeito foi originalmente desenvolvida em 1820, no entanto, em 1960 terá sofrido uma reconversão que a tornou mais prática em relação ao conceito inicial (WHO,2007).

A destilação de múltiplo efeito inicia-se pela aspersão da água salgada fria sobre o exterior de um conjunto de tubos quentes, que são aquecidos inicialmente recorrendo a uma fonte de calor externa. O vapor que circula ao longo dos tubos é condensado em água pura. No exterior dos

tubos a fina camada de água salgada entra em ebulição assim que absorve o calor do vapor. Ao vapor resultante é retirada a salmoura antes desta prosseguir para outra etapa semelhante. O processo é repetido várias vezes. A água que não evapora regressa novamente à fase inicial e o processo vai sendo repetido até que sejam atingidos os níveis de concentração de sais desejados (Levy, 2008).
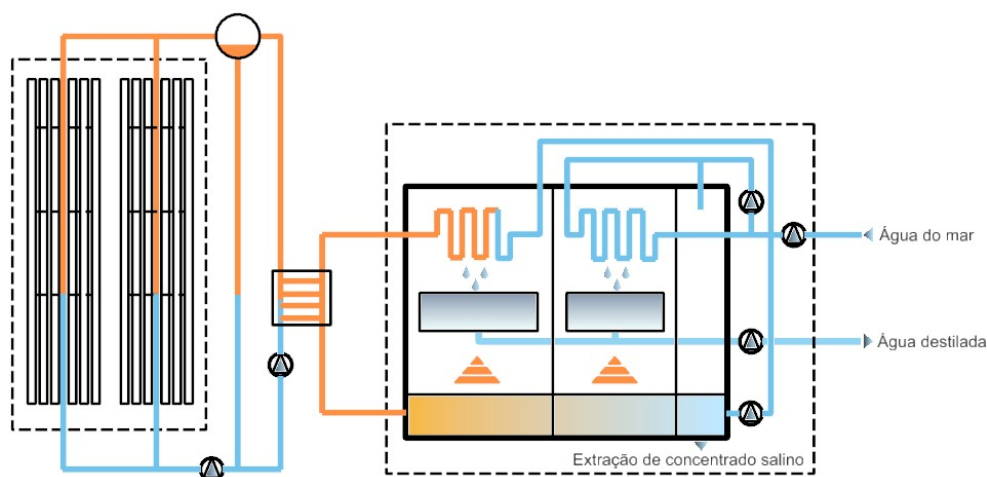
Figura 3.5 – Esquema do Processo de Destilação Múltiplo Efeito.

"Tanto a evaporação Multi-Flash como a Destilação Múltiplo Efeito adaptam-se a qualquer tipo de fonte de calor e têm capacidade para dessalinizar grandes quantidades de água salgada" (Guerreiro, 2009).

3.3.1.4 Compressão de Vapor

Este processo é semelhante ao processo de evaporação multi-flash, no entanto, recorre à utilização de um compressor para o vapor de água gerado na evaporação da água a altas temperaturas de forma a aumentar a temperatura da água para que esta evapore mais rapidamente (Levy, 2008).

Ao contrário dos processos anteriores é utilizado em unidades de reduzidas dimensões, com uma capacidade instalada de cerca de 5.000 m^3/dia de acordo com Semiat (2000). É considerado por alguns autores como sendo um dos processos de destilação mais eficientes, pois tem uma grande capacidade de dessalinização mesmo quando a água possui níveis de SDT elevados.

3.3.2 Processos de Tecnologia de Membranas

O processo de dessalinização por membranas consiste na separação de sais presentes na água recorrendo à utilização de membranas semi-permeáveis, produzindo uma solução baixa em salinidade e um concentrado (rejeitado) de elevada salinidade. A dessalinização ocorre porque as moléculas de água difundem-se pela membrana mais rapidamente do que os sais e outros compostos com maior peso molecular (WHO, 2007). As membranas são formadas por longas cadeias de polímeros orgânicos com grande peso molecular (WHO, 2007).

Duas das mais importantes tecnologias de membranas são aplicadas ao processo de tratamento de água através de dessalinização, nomeadamente a Osmose Inversa (OI) e a Electrodiálise.

3.3.2.1 Electrodiálise

A electrodiálise consiste num processo de separação dos sais dissolvidos presentes na água através da aplicação de uma força electromotriz nos eléctrodos. Este é um método de separação electroquímica em que os iões são transferidos sobre membranas selectivas de iões (Levy, 2008). A energia requerida para o processo é directamente proporcional à presença de sais dissolvidos na água que são necessários remover (WHO, 2007). De acordo com Levy (2008), este é um processo que só faz sentido para águas com concentrações de cloretos abaixo de 2.000 mg/l, pois caso contrário, este processo torna-se demasiado dispendioso devido à quantidade de energia que requer.

3.3.2.2 Osmose Inversa

Os processos de membranas por gradiente de pressão encontram-se esquematicamente apresentados na **Figura 3.6**, de acordo com o tipo de partículas filtradas.
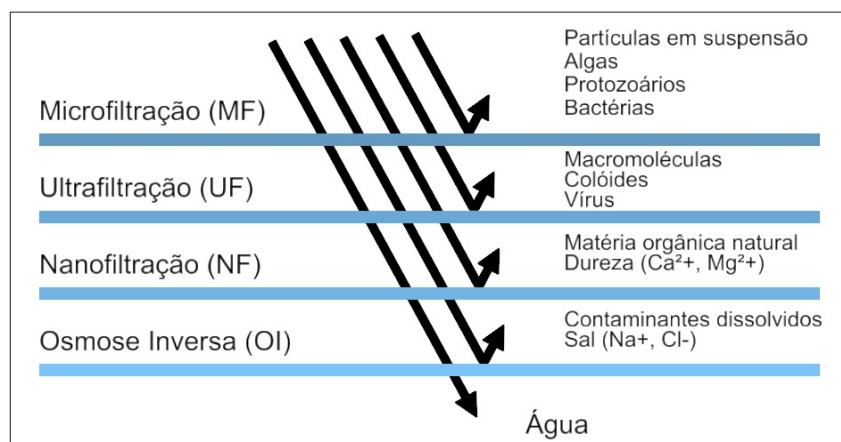
Figura 3.6 – Partículas filtradas em cada processo de membranas (NRC, 2008).

Como é possível verificar pela **Figura 3.6**, apenas o processo de osmose inversa, dentro dos processos de membranas, é indicado para processos de dessalinização, pois é o único, neste tipo de processo, que retém sais e outros constituintes da água permitindo a formação de água doce. Os outros processos poderão, contudo, fazer parte de uma central dessalinizadora, mas apenas como parte integrante dos processos de pré-tratamento à água a dessalinizar.

O processo de Osmose Inversa consiste na separação de sais presentes na água através de um efeito de pressão superior à pressão osmótica, sobre uma membrana semi-permeável. Neste processo a água atravessa a membrana, enquanto os minerais são retidos e concentrados na membrana.

A pressão aplicada no processo de OI depende do grau de salinidade presente na água de origem e da configuração do próprio sistema de OI (WHO, 2007). A recuperação de água quando a água é salgada, é cerca de 30 a 50% do volume total inicial, enquanto que, quando a água é salobra o valor de recuperação sobe para valores de cerca de 60 a 85% do volume total inicial introduzido no sistema (Younos, 2005).

Na **Figura 3.7** mostra-se, esquematicamente, em que consiste o processo de osmose inversa.
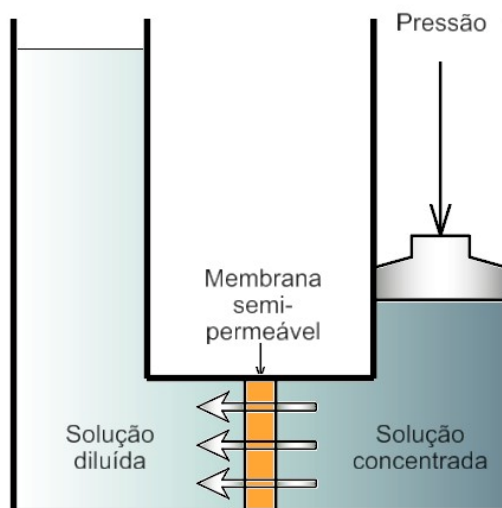
Figura 3.7 – Esquema do Processo de Osmose Inversa.

Ao contrário da tecnologia térmica de MSF, a tecnologia da OI não tem um padrão de localização geográfica específica, estando disperso pelo mundo, nomeadamente nos EUA, Arábia Saudita, Espanha, Japão e Coreia (Zhou e Tol, 2004).

Na **Figura 3.8** mostra-se a distribuição da capacidade de dessalinização instalada de acordo com o tipo de processo.
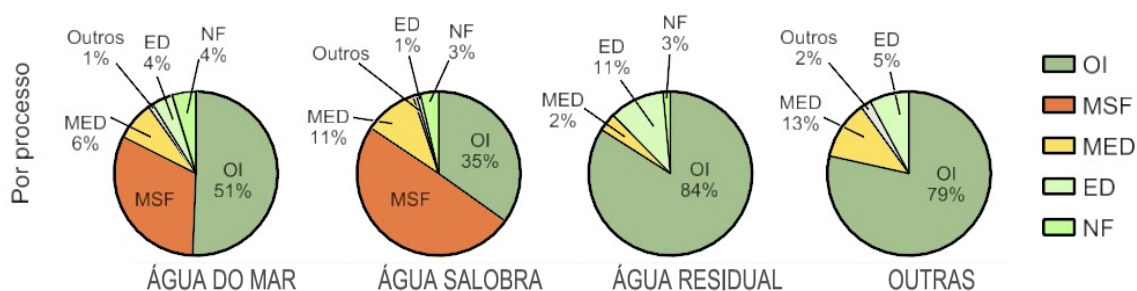
Figura 3.8 – Capacidade de dessalinização por tipo de processo (NRC, 2008).

O processo de remoção de sólidos dissolvidos pode ser feito através de vários métodos, no entanto, 88% das centrais de dessalinização, instaladas mundialmente, recorrem ao processo de Evaporação Multi-Flash ou à Osmose Inversa.

Através da

Figura *3.8* é possível observar que a tecnologia de OI ocupa actualmente o primeiro lugar em termos de capacidade de produção instalada. A OI é, maioritariamente, uma técnica de dessalinização da água para tratar água salobra, proveniente de rios, aquíferos e até águas residuais, no entanto, desde a última década, tem sido cada vez mais utilizada para tratamento da água do mar. É ainda de referir que outros processos nomeadamente a Destilação Múltiplo Efeito, a Compressão de Vapor e a Electrodiálise contribuem significativamente para a dessalinização. De acordo com a IDA (2011), existem 143 estações de dessalinização que recorrem à Destilação Múltiplo Efeito com uma capacidade instalada de cerca de 907.000 m^3/dia, 289 estações que utilizam a tecnologia de Compressão de Vapor com capacidade instalada de 1,4milhões m^3/dia e ainda 427 estações por Electrodiálise com uma capacidade total de cerca de 1,3milhões m^3/dia.

3.4 PÓS-TRATAMENTO

Antes do armazenamento e distribuição da água, esta deve sofrer um processo de pós-tratamento à dessalinização. Esta última etapa de tratamento da água consiste numa estabilização da água, tornando-a compatível com o sistema de distribuição (WHO, 2007).

Segundo Levy (2008) no processo de pós-tratamento deve ser tido em conta a necessidade de:

- Remoção de gases;
- Ajustamento da alcalinidade e pH;

- Desinfecção.

De acordo com Mickley *et al.* (1993) o processo de pós-tratamento é genericamente caracterizado, de acordo com o que se apresenta no **Quadro 3.3**:

Quadro 3.3 – Caracterização do processo de pós-tratamento.

Fase de Pós-Tratamento	Objectivo	Químicos adicionados | Método Usado	Destino dos Químicos
Remoção de Gases Dissolvidos	Remoção de CO_2 e H_2S	Arejamento, Desgasificação	Oxidação do H_2S e NH_4 - presente na água e no concentrado
pH - Ajustamento para valores neutros	Prevenção da Corrosão no Sistema de Distribuição; Protecção da Vida Aquática em caso de Descarga directa.	NaOH, Cal	Aumento dos níveis de Sódio na Água e no Concentrado
Desinfecção	Prevenção de Proliferação Bacteriológica no Sistema de Distribuição; Protecção da Vida Aquática (em caso de descarga directa).	Cloro	Cloro presente na Água e no Concentrado
Redução dos Níveis de Cloro	Eliminação de Cloro e outros Oxidantes	Bissulfito de Sódio ou Granulado de Carvão Activado	Aumento dos níveis de Sulfato e Cloro na água e no concentrado
Oxigenação	Aumento dos níveis de Oxigénio dissolvido - Protecção da Vida Aquática.	Arejamento	
Remoção de Outros Contaminantes	Diminuição de outros Poluentes presentes na Água e no Concentrado.	Dependente do que é necessário remover	Aumento de oxigénio dissolvido no concentrado

O processo de dessalinização reduz o nível de alcalinidade da água, podendo causar a corrosão nos sistemas de distribuição de água, devendo-se, para tal, proceder a um ajustamento final no pH, e da alcalinidade. Nesta última fase é ainda fundamental recorrer a uma desinfecção, assegurando que a água estará pronta para consumo humano.

No caso da Osmose Inversa muitas vezes a água contém gases no final do processo que alteram o seu sabor e odor, sendo necessário corrigir essas situações.

3.5 GESTÃO DO CONCENTRADO E OUTROS RESÍDUOS GERADOS

3.5.1 Caracterização e Qualidade do Concentrado

As estações de dessalinização produzem dois produtos, a água para consumo e o concentrado salino, também designado neste trabalho como fluxo de rejeitado ou salmoura. O concentrado, muitas vezes, é o produto mais abundante que provém de uma estação de dessalinização.

“Concentrados são, na generalidade, substâncias líquidas que podem conter até 20% de água tratada. A salmoura é um fluxo de rejeitado que contém uma concentração de SDT maior que 36.000mg/l.” (Mezher *et al.,* 2011; Younos, 2005a).

A caracterização do concentrado é definida pela sua temperatura, densidade e salinidade. Embora o aumento da salinidade, no fluxo de concentrado, seja uma característica comum a todas as tecnologias de dessalinização, o aumento da temperatura é uma característica das unidades que recorrem à tecnologia da destilação, pois esta tecnologia recorre ao aumento da temperatura da água para provocar a separação dos sais da água. A densidade do concentrado varia também de acordo com a tecnologia a que se recorreu (Mezher *et al.,* 2011; Younos, 2005a).

A composição do concentrado inclui os constituintes rejeitados da água de origem, numa forma mais concentrada, quer estes sejam provenientes da água de origem ou sejam adicionados ao longo do processo de tratamento. Sub-produtos como o cloro, metais pesados, compostos orgânicos halogenados, entre outros, poderão estar presentes no concentrado em proporções variáveis, de acordo com o tipo de tecnologia utilizada e de acordo com as necessidades verificadas, para aumento da performance do sistema, em cada tipo de processo de dessalinização a que se recorre. A formação dos sub-produtos ocorre devido à adição de químicos com propriedades de limpeza e desinfecção, anti-incrustantes, coagulantes e anti-espumas que podem subsistir no concentrado final.

No **Quadro 3.4** apresenta-se um resumo da caracterização e qualidade do efluente proveniente de duas das tecnologias mais importantes no processo de dessalinização, a OI e a MSF, de acordo com o tratamento inerente a cada uma.

Quadro 3.4 – Caracterização e qualidade do efluente proveniente de OI e MSF (Lattemann e Höpner, 2008).

	OI	MSF
Propriedades Físicas		
Salinidade	65.000 – 85.000mg/l	50.000mg/l
Temperatura	Semelhante ao meio receptor.	5 a 15°C superior ao ambiente receptor.
Densidade da Pluma	Grande - Não flutua e acumula-se no fundo.	Variável - De acordo com o grau de mistura antes da descarga e estratificação do meio.
Oxigénio Dissolvido (OD)	Variável de acordo com o tipo de origem da água. Fonte subterrânea - Menor que o meio. Fonte superficial - Similar ao meio.	Pode ser baixo devido ao uso de consumidores de O2.
Reacção de Sólidos Suspensos		
Coagulantes (ex.FeCl3 - Cloreto de Ferro (III)	Pode estar presente se a água for condicionada e a água de lavagem dos filtros não for tratada. Pode causar coloração no efluente.	Não presente (Tratamento não necessário).
Adjuvantes de coagulação (ex: poliacrilamida)	Pode estar presente se a água for condicionada e a água de lavagem dos filtros não for tratada.	Não presente (Tratamento não necessário).
Aditivos de Controlo de Incrustações Biológicas e Sub-Produtos		
Cloro	Se o cloro e outros oxidantes forem utilizados são removidos antes de a água entrar nas membranas para protecção das mesmas.	10 - 25% da dosagem feita na água de origem, se não for neutralizado.
Compostos Orgânicos Halogenados	Tipicamente abaixo dos níveis prejudiciais.	Concentração e composição variáveis (tipicamente trihalometanos)
Aditivos Anti-Incrustantes		
Anti-Incrustantes	Abaixo dos limites de toxicidade.	Abaixo dos limites de toxicidade.
Ácido (H2SO4)	Não presente (reage com a água formando compostos não prejudiciais, (ex. a acidez é consumida pela alcalinidade da água e o pH da descarga é tipicamente similar ou ligeiramente mais baixo que o pH da água).	Abaixo dos limites de toxicidade.
Aditivos Anti-Espumas		
Agentes Anti-Espuma (ex. poliglicol)	Não presente no tratamento (tratamento não necessário).	Tipicamente abaixo dos níveis prejudiciais.
Contaminantes Provenientes da Corrosão		
Metais Pesados	Pode conter níveis elevados de Ferro, Crómio, Níquel e Molibdénio (Aço Inoxidável de baixa qualidade nas tubagens).	Pode conter concentrações de Cobre e Níquel (Utilização de materiais de fraca qualidade).
Químicos de Limpeza		
Químicos de Limpeza	Soluções Alcalinas (pH 11 a 12) ou Ácidas (pH 2 a 3) com aditivos como: Detergentes, Oxidantes e Biocidas (ex. Formaldeído).	Pode conter concentrações de Cobre e Níquel (Utilização de materiais de fraca qualidade).

3.5.2 Deposição do Concentrado

Um dos factores mais determinantes na construção de uma unidade de dessalinização é a disponibilidade de condições adequadas para a deposição do concentrado (WHO, 2007).

Nas estações de dessalinização é comum que os subprodutos dos processos de pré-tratamento e resíduos químicos sejam levados para o mar juntamente com o concentrado salino, no entanto, a deposição de concentrado pode ser feita de outras formas. De acordo com Mezher *et al. (*2011), a escolha do método de deposição depende de oito factores, nomeadamente, (i) o volume do concentrado, (ii) a qualidade de componentes do concentrado, (iii) a localização geográfica do ponto de descarga do concentrado, (iv) a disponibilidade do local em receber o concentrado, (v) a permissibilidade da opção, (vi) a aceitação pública, (vii) os custos de capital e operacionais, e (viii) a capacidade de expansão da instalação.

Uma das hipóteses melhor aceites é que a deposição do concentrado para uma mesma estação de dessalinização possa ser feita para diferentes destinos (Younos, 2005a). De acordo com Younos (2005a), as opções de deposição de concentrado são as que serão descritas em seguida.

3.5.3 Tipos de Deposição

- **Deposição à Superficie**

A forma mais comum de deposição do concentrado é a sua descarga em águas superficiais, nomeadamente em rios, riachos, etc.; em águas costeiras como oceanos, estuários e baías; e ainda em lagos ou lagoas (Younos, 2005a). A concentração de sais da água que sofreu dessalinização (concentração da salmoura) chega a ser 2,5 vezes maior do que a concentração da água do mar ou oceano, que lhe deu origem (NRC, 2008).

Quando é feita a descarga de concentrado desta forma, à medida que o concentrado é recebido no meio receptor começa a formar uma pluma de elevada concentração de salinidade. A pluma que se vai formando pode afundar, estabilizar ou mesmo flutuar, dependendo da densidade do concentrado a descarregar (Younos, 2005a). Sem a devida diluição a pluma pode arrastar-se para lá da zona de mistura definida. Define-se como zona de mistura, aquela cujos limites são quantificados no meio receptor, a partir do ponto de descarga, até onde se permite, legalmente, exceder os parâmetros de salinidade legamente estabelecidos (Younos, 2005a).

- **Deposição Submersa**

Este tipo de deposição, semelhante à deposição em águas superficiais, distingue-se desta por ocorrer afastada da costa e de ser feita em profundidade. A deposição submersa é feita, muitas vezes, através de longas tubagens submersas no meio que depositam o concentrado afastado, ao contrário da anterior que é feita pela linha de costa ou na superfície de estuários e rios (Younos, 2005a). No caso da deposição submersa existe uma zona inicial de diluição estabelecida e uma zona de mistura, que é definida pela distância que a pluma atravessa até chegar aos fundos marinhos Kimmes (1995, como citado por Younos, 2005a).

- **Deposição no Inicio do Processo de Tratamento de Águas Residuais**

Uma das opções existentes para a deposição do concentrado é a sua deposição em sistemas de tratamento de águas residuais. Embora devido à proximidade de algumas estações de tratamento, esta opção pode não ser considerada aceitável, pois algumas estações convencionais não conseguem reduzir o nível de SDT do efluente e esse facto afectar a comunidade microbiana existente nas ETAR, caso o volume de concentrado seja significativo Ao adicionar o concentrado elevado em SDT, ao efluente com uma concentração baixa de sais, ocorre uma diluição, reduzindo-se também a concentração do efluente que chega à ETAR nesta opção Höpner (2002, como citado por Younos, 2005a). De acordo com Mickley (2001), este tipo de deposição é a segunda opção mais utilizada no que se refere aos diferentes tipos de deposição existentes.

- **Deposição no Final do Processo de Tratamento de Águas Residuais**

Devido aos inconvenientes que resultam da deposição do concentrado no início da linha de tratamento de águas residuais, pode optar-se pela introdução do concentrado no final da linha de tratamento, diluindo o concentrado salino antes da descarga final. Este tipo de deposição serve sobretudo para diluir o concentrado salino na água tratada antes da sua deposição final.

- **Deposição no Solo por Irrigação em Spray**

Este método consiste na deposição do concentrado no solo recorrendo a lagoas de percolação, à irrigação e a trincheiras de infiltração, embora nalguns casos, seja ainda necessário recorrer a uma diluição prévia antes da sua deposição.

- **Deposição em Poços Profundos ou Aquíferos**

A deposição em poços profundos não é mais do que a injecção de concentrado em aquíferos que não são utilizados para fornecer ou produzir água potável.

De acordo com o NRC, (2008) segundo Tsiourtis, (2001) a profundidade atingida nas injecções de concentrado varia entre 320 a 2500m abaixo da superfície da terra. É importante salientar que, o nível de armazenamento de concentrado num aquífero confinado é pequeno, cerca de $1m^3$ por cada $10.000m^3$ de volume de aquífero, já para aquíferos não confinados os valores são significativamente diferentes, podendo armazenar $1m^3$ por cada $10m^3$ de volume de aquífero (NRC, 2008).

- **Lagoas de Evaporação**

As lagoas de evaporação são estruturas construídas, nas quais se deposita a água do concentrado, permitindo assim que a água evapore e se forme um depósito de sais, no fundo destas estruturas (Mickley, 2001).

- **Técnica ZLD ("Zero Liquid Discharge")**

A técnica de ZLD é capaz de converter um líquido concentrado num sólido seco, com recurso a um mecanismo semelhante a um evaporador. A deposição do sólido resultante é normalmente efectuada em aterros apropriados para o efeito (Mickley, 2001).

- **Concentradores de Salmoura**

Outra das técnicas a que se pode recorrer é a concentração da salmoura através de permutadores de calor e compressão de vapor. Assim torna-se possível recuperar 95% da salmoura em água destilada, onde a concentração de SDT é menor que 10mg/l. Os 5% remanescentes são reduzidos a sólidos secos, que facilmente se transportam e são depositados com recurso a outro tipo de deposição já mencionada, ou podem mesmo vir a ser reutilizados por empresas de manufactura de sal (Younos a, 2005).

3.5.4 Outros Resíduos Resultantes do Processo de Dessalinização

Os resíduos resultantes de uma unidade de dessalinização, excluindo os que já foram mencionados, são aqueles que têm uma acção ao longo do processo de dessalinização mas

não se constituem como um sub-produto final presente no concentrado. Podem, no entanto, ser adicionados ao concentrado, formando o fluxo rejeitado, que é depois descarregado.
De acordo com WHO (2007), dos resíduos gerados por uma unidade de dessalinização é possível destacar:

- Resíduos do processo de pré-tratamento;
- Água de lavagem dos filtros de pré-tratamento;
- Soluções de limpeza das membranas usadas.

A composição destes resíduos é o resultado das soluções aplicadas de, limpeza, anti-incrustantes, coagulantes, anti-espumas, etc., bem como dos sólidos, partículas em suspensão e até mesmo resíduos de componentes dos filtros e membranas após o processo de remoção e lavagem dos mesmos.

Para a deposição destes resíduos é usual recorrer-se à deposição superficial em mares, rios, oceanos, etc., juntamente com o concentrado. (WHO, 2007).

4 IMPACTES ASSOCIADOS À DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA

A instalação de infraestruturas de dessalinização de água tem vindo a crescer rapidamente numa procura constante de uma solução para a escassez de água em alguns locais. A dessalinização de água do mar conta actualmente com uma produção de 66,5milhões de m^3/dia mundialmente, através de 15.988 de estações de dessalinização instaladas (IDA, 2011). Devido a este rápido crescimento surgiu igualmente uma preocupação, também crescente, associada aos impactes que esta tecnologia possa provocar. A análise destes impactes é essencial de forma a mitigar os prejuízos que possam ser gerados, garantido a sustentabilidade económica e ambiental destes sistemas. Um dos instrumentos adequados para este tipo de avaliação é o desenvolvimento de um estudo de impacte ambiental (EIA), que recorre a um procedimento sistemático para identificar e avaliar todos os potenciais impactes de um projecto, contribuindo simultaneamente para o desenvolvimento de medidas adequadas de redução dos mesmos e recorrendo a monitorizações frequentes para o acompanhamento ambiental necessário, fazendo cumprir as medidas impostas. Este tipo de estudo permite ponderar, caso a caso, os benefícios e inconvenientes, traçando alternativas e constituindo uma base de decisão para as autoridades nacionais.

De acordo com o UNEP/MAP (2003), as linhas gerais que devem ser focadas num estudo deste tipo e para estas infraestruturas devem ter em consideração:

1. **Usos do solo e selecção do local**, tendo em consideração:
   · Interesses diferentes nos usos do solo (recreativo, social, etc)
   · Alterações na água, solo e ar durante a construção

2. **Alternativas de uso de energia e qualidade do ar**, tendo em consideração:
   · As emissões atmosféricas, incluindo os gases de efeito estufa e outros poluentes
   · O risco de acidentes devido ao transporte e manipulação de combustível

3. **Consumo de água do mar ou de outra fonte**, tendo em consideração:
   · Risco de arrastamento e entrada de organismos vivos
   · Perturbação dos ecossistemas aquáticos durante a construção
   · Risco de intrusão de água salgada para a água subterrânea

4. **Descargas de salmoura e químicos**, tendo em consideração:
   · Os impactes potenciais de salinidade, descargas térmica, produtos químicos, etc, no meio ambiente

5. **Combinação do fluxo de resíduos com outras descargas**, tendo em consideração:

· Aspectos positivos na diluição de fluxo de salmoura que se misturam com águas de refrigeração ou água residual

· Adição térmica e química ao meio, através da mistura de fluxo da salmoura

6. Condições oceanográficas, ou outras, e uso de modelos de dispersão, incluindo:

· Avaliação de correntes e comportamento de mistura de efluentes

· A avaliação de risco para o ambiente receptor e ecossistemas afectados como resultado da introdução e formação da pluma salina

7. Efeitos transfronteiriços, tendo em consideração:

· Possíveis efeitos fora da área focada através da acumulação e persistência de substâncias

· Os efeitos globais de declínio ambiental local

8. Potencial de crescimento na procura de água, avaliando:

· Desenvolvimento futuro e a necessidade de dessalinização

9. Impactes sócio-económicos e impacte sobre os cidadãos:

· Segurança de uma fonte de água potável

· Riscos como padrão de consumo mudando para desperdício de água e uso indevido

10. Programas de monitorização – antes e depois da instalação da dessalinização:

· Importante ferramenta para avaliar a precisão das previsões feitas pelo EIA

· Monitorização pré-operacional fornece dados do estado inicial do ecossistema

· Monitorização pós-operacional fornece dados comparáveis dos impactes após o início de operação.

Uma estação de tratamento de água por dessalinização deve por isso corresponder a parâmetros ambientais estipulados, ser economicamente viável, quer em termos da sua construção, operação e gestão, quer em termos de monitorização e taxas legalmente estabelecidas (Younos, 2005a).

4.1 FASE DE CONSTRUÇÃO

4.1.1 Localização e Uso do Solo – Implantação da Estação

A escolha da localização de uma unidade de dessalinização é um dos primeiros aspectos fundamentais a ter em conta. Segundo Younos (2005a), esta escolha é afectada, não só pela disponibilidade de fontes de energia, mas também pelos custos e riscos associados ao transporte e alimentação de água para a unidade (origem da água) e pelo tipo (ou tipos) de deposição do concentrado a que se pode ou consegue recorrer.

Os primeiros impactes associados a uma estação de dessalinização, são os impactes relativos à fase de construção.

Uma nova estação de dessalinização implicará alterações permanentes no uso do solo. Movimentações de terra (escavações e aterros), dragagens, manobra de maquinaria pesada, construção de novos acessos e infra-estruturas como estações de bombagem, tubagens, estuturas de tomada de água, emissários, entre outros, conduzem a perturbações ao nível do solo, do ar, e no meio de origem da água (rio, mar, oceano, aquífero). Das perturbações mais pertinentes destacam-se, as alterações visuais e acústicas, mudanças na matriz paisagistica, alterações ao nível da fauna e flora, terrestre e aquática, e outras emissões que alteram a qualidade da água e do ar. Alguns destes manter-se-ão mesmo após a fase de construção. Por este motivo e de acordo com Younos (2005a), a proximidade a zonas populacionais e áreas ambientalmente protegidas são outros dos aspectos a considerar na ponderação da localização da nova estação. Os impactes ambientais gerados como ruídos, emissões e alterações nos usos do solo prolongar-se-ão enquanto a unidade de dessalinização estiver em funcionamento e afectarão o valor recreativo, socio-económico e ambiental das áreas adjacentes.

Para qualquer obra desta natureza os impactes provocados na fase de construção são similares. No entanto, é após a fase de construção, a que se segue a fase de operação e gestão da unidade, que os impactes diferem, significativamente, de qualquer outra estrutura industrial, e são estes que determinam a viabilidade e sustentabilidade de uma unidade deste tipo.

4.2 FASE DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

Em relação à fase de operação e manutenção, e de acordo com o NRC (2008), os impactes associados às estruturas de tratamento de água através de dessalinização podem ser agrupados em 4 categorias principais: os impactes relacionados com a forma como se obtém a água; os impactes associados à gestão dos sub-produtos e à deposição do concentrado; qualidade da água dessalinizada e os impactes associados à emissão dos gases e poluentes pelas unidades de dessalinização.

4.2.1 Impactes Ambientais

4.2.1.1 Estruturas de Captação de Água

As estações de dessalinização podem ser alimentadas de várias formas, seja por, água proveniente de mares ou oceanos, aquíferos, estuários ou mesmo água residual. O tipo de estruturas necessárias associadas a cada tipo de origem da água é obrigatoriamente distinto, como foi já mencionado. É importante referir que, também para cada tipo de proveniência da água, os impactes ambientais são também necessariamente distintos.

- **Estruturas de Captação de Águas Superficiais**

A origem mais comum, associada a estações de dessalinização, é a água directamente proveniente de mares e oceanos. Para o uso directo deste recurso é necessária a construção de um conjunto de infra-estruturas, que permitam "extrair" grandes volumes de água. Este tipo, de estruturas, normalmente estruturas submersas e abertas, provoca dois tipos de efeitos prejudiciais às espécies aquáticas. O arrastamento, para o interior das estações de organismos de pequenas dimensões, e a colisão ou enclausuramento, no caso de seres de maiores dimensões, como peixes, tartarugas, entre outros. Em ambos os casos a probabilidade destes organismos morrerem é elevada. Para além deste aspecto quando os organismos mais pequenos como o plâncton, larvas e ovos são arrastados para o interior das unidades dessalinizadoras, as elevadas temperaturas e/ou as elevadas pressões a que estão sujeitos tornam-se obstáculos impossíveis de superar e por isso de sobreviver. Ao decomporem-se, aumentam os níveis de matéria orgânica presentes na água.

Para York and Foster (2005 como citado em NRC, 2008), na entrada de água para uma estrutura de grandes dimensões estima-se que a magnitude de perda de organismos marinhos seja equivalente à perda de centenas de hectares de habitats de produção biológica. A morte de um número elevado de organismos marinhos, representa uma quebra ecológica no meio bastante acentuada, sendo um dos principais impactes ambientais provocados pela introdução e funcionamento de uma estrutura de captação de água.

As estruturas de captação de água provocam ainda uma destabilização no fundo do mar originando a re-suspensão de sedimentos, poluentes e nutrientes ao longo da coluna de água, não só durante a fase de construção destas estruturas, mas também, aquando do funcionamento da unidade de dessalinização, para além dos efeitos nas correntes superficiais. Também os usos marítimos associados podem ser alterados pela introdução destas estruturas no meio aquático, afectando, por exemplo, rotas marítimas. No entanto, as tubagens da

captação de água podem ter um efeito positivo ao servir de suporte e instalação a comunidades marinhas, actuando como recifes.

O facto da qualidade da água ser inferior, devido ao nível de sais presentes e contaminantes, requer um processo de pré-tratamento para remoção dos mesmos, onde serão adicionados agentes químicos. Na maioria das vezes, estes compostos químicos permanecem até ao final da linha de tratamento sendo depois lançados, como concentrado ou outro efluente, para o meio aquático.

- **Estruturas de Captação de Águas Subterrâneas**

A água salobra proveniente de aquíferos ou poços é também considerada uma importante fonte para estações de dessalinização. Neste caso o arrastamento, colisão ou enclausuramento de organismos não existem.

Os impactes ambientais, neste caso, estão associados à extracção de água e prendem-se sobretudo com a sustentabilidade física dos próprios recursos, uma vez que, a longo prazo, podem causar uma descida do nível freático, ou a intrusão salina, aumentando ainda mais o nível de salinidade presente na água, por proximidade com o mar ou o oceano, pondo em causa a sustentabilidade e a qualidade de água dos mesmos. Neste caso podem ocorrer também, sobretudo durante a fase de construção, perturbações ao nível da re-suspensão de sedimentos.

4.2.1.2 Efluente - Concentrado e Descargas Químicas – Deposição Superficial ou Submersa

O processo de dessalinização cria, para além do concentrado, outros resíduos, produtos de limpeza, reagentes, e outras partículas, que devem ser eliminados, neutralizados ou mesmo reutilizados (Malmrose *et al.,* 2004).

Na descarga do efluente a pluma formada pode arrastar-se ao longo de centenas de metros. A dispersão natural da pluma está condicionada a variáveis externas como as ondas, marés, correntes, zonas mais ou menos profundas e até à batimetria Mickley (2001). É importante salientar que existem limites legais de descargas, para a chamada zona de mistura, zona essa que é definida por uma área, a partir do ponto de descarga e até onde o meio receptor pode exceder os parâmetros de salinidade (Younos, 2005a). Os efeitos ambientais provocados em determinado ponto não se encontram restritos apenas às zonas próximas da descarga, podendo, devido às condicionantes naturais que influenciam a dispersão da pluma, resultar em efeitos em áreas transfronteiriças.

- **Salinidade, Temperatura e Densidade**

A salinidade presente nas descargas depende do grau de salinidade da água de origem e do grau de concentração final de sais que cada método permite remover, ou seja da taxa de recuperação do processo envolvido (UNEP/MAP, 2003). No caso da densidade do efluente, esta varia, não apenas, de acordo com a tecnologia a que se recorreu no processo de dessalinização, mas também com o grau de mistura efectuada antes de uma descarga. Estes aspectos determinam ainda a temperatura do efluente aquando da descarga.

As descargas provenientes das unidades que recorrem a processos térmicos tendem a flutuar na superfície, e interferem com a produtividade da comunidade pelágica. A flutuabilidade destas descargas deve-se sobretudo aos grandes volumes de água para arrefecimento da temperatura do fluxo antes da entrada no meio receptor (Lattemann e Höpner, 2008; Younos, 2005a). O efluente proveniente de uma unidade térmica situa-se entre os 5 a 15ºC acima da temperatura do meio receptor e altera, não só a temperatura na zona de descarga, mas também a variabilidade sazonal inerente ao local. A distribuição biológica é alterada, afectando a abundância e distribuição das espécies. No caso da salmoura proveniente dos processos de Osmose Inversa, esta tem, normalmente, uma maior densidade que a água do mar, resultante do nível de salinidade que possui, e tem tendência a sedimentar e espalhar-se no fundo do mar afectando, fundamentalmente, as comunidades bentônicas (Lattemann, 2005).

De acordo Lattemann e Höpner, (2008) a salinidade/densidade e a temperatura são importantes factores que condicionam a distribuição das espécies marinhas, que normalmente permanecem em áreas que proporcionam condições favoráveis para as espécies. De acordo com Rinne, (1971) a subida do nível de salinidade pode provocar, em organismos marinhos mais sensíveis, alterações na pressão osmótica das células, podendo alterar os processos respiratórios e fotossintéticos e provocar uma redução nas taxas de crescimento dos seres vivos. Para Mickley (2001), este factor perturba os ecossistemas, conduzindo à desidratação e até mesmo à morte dos organismos.

- **Depleção de Oxigénio**

O aumento da temperatura e da salinidade da água do mar contribuem para a redução da presença de oxigénio dissolvido na água. Os níveis de oxigénio presentes no efluente são já por si reduzidos, em unidades de dessalinização térmicas, devido à adição de químicos, como é o caso do bissulfito de sódio que se utiliza para diminuir a corrosão, que, pela sua acção, eliminam o oxigénio. No caso da Osmose inversa também se utiliza o bissulfito de sódio que, neste caso, actua como um agente de neutralização do cloro, provocando simultaneamente a diminuição da concentração de oxigénio. Um efluente com níveis reduzidos de oxigénio ao ser

descarregado numa determinada área poderá induzir um consumo de oxigénio no meio em causa, o que poderá ser prejudicial às espécies marinhas.

- **Cloro**

O cloro é um dos compostos químicos adicionados à água a dessalinizar de modo a evitar a incrustação biológica. "...é um poderoso oxidante e um biocida altamente eficiente." (Lattemann, 2005).
Os níveis de cloro residual livre e combinado, provenientes de uma estação de dessalinização térmica representam, em média, 10 a 25% da concentração inicial de dosagem (Lattemann e Höpner, 2008). Em unidades de osmose inversa, devido à sensibilidade das membranas, a água é inicialmente injectada com cloro mas, este, é depois retirado para que não venha a danificar as membranas. O rejeitado proveniente destas unidades apresenta uma redução significativa nas concentrações dos níveis de cloro residual livre e combinado quando comparado com as unidades térmicas. O nível situa-se abaixo dos 10% da concentração de dosagem inicial (Lattemann e Höpner, 2008).

As concentrações de cloro na água podem ser altamente nocivas para a vida aquática, caso não sejam neutralizadas previamente à descarga. Segundo a EPA, os níveis recomendados são de 7,5μg/l para uma exposição a longo-prazo de nível de cloro e 13μg/l para uma exposição a curto prazo. Um dos grandes problemas associado ao cloro é o facto de este ser "potencialmente persistente, bioacumulativo e produzir compostos orgânicos halogenados" e cancerígenos, Lattemann e Höpner, (2003 como citado em (NRC, 2008).

Outro dos problemas que resulta directamente da utilização de cloro tem a ver com a formação de sub-produtos, tais como derivados orgânicos halogenados, como o hipoclorito e hipobromito, e que em associação aos constituintes orgânicos da água salgada, podem resultar na formação de trihalometanos, como o bromofórmio e ácidos haloacéticos (Lattemann e Höpner, 2008). Outros compostos, como clorofenóis e clorobenezenos podem surgir, caso se registe a presença de compostos de petróleo. Todos estes compostos têm, no entanto, mostrado evidências de possuírem propriedades carcinogénicas ou outro tipo de riscos associados inerentes a períodos de longa exposição. No entanto, e de acordo com Lattemann e Höpner (2008), o cloro residual representa um risco de ecotoxicidade bastante superior para as espécies marinhas do que os sub-produtos que dele podem resultar.

- **Metais Pesados**

Os metais pesados provenientes da corrosão de materiais das estações passam, frequentemente para a solução do concentrado e podem encontrar-se em concentrações

variáveis, podendo estes níveis chegar a ser tóxicos para os organismos aquáticos. As composições variáveis de metais pesados encontrados na salmoura são fruto de diversos factores, nomeadamente dos diferentes materiais de construção da estação e da tecnologia associada. As estações de tratamento por osmose inversa utilizam sobretudo materiais não-metálicos e aço-inoxidável, o que se traduz em pequenas quantidades de ferro, níquel, crómio e molibdénio, enquanto as unidades de tratamento de água com processos baseados na destilação têm o cobre como principal contaminante da salmoura (Lattemann, 2005).

De acordo com o NRC (2008), as unidades que operam por MSF, operam a temperaturas elevadas que propiciam a corrosão. Estima-se que os níveis de cobre provenientes destas unidades atinjam concentrações entre 5 a 33μg/l na salmoura, encontrando-se claramente acima dos valores parametrizados pela EPA, que estipula uma concentração de 3,8 μg/l e 4,8μg/l para exposições longas e curtas, respectivamente EPA; (Lattemann e Höpner, 2003). "O cobre é um metal essencial, mas alguns organismos, como as algas e os moluscos, são extremamente sensíveis a concentrações relativamente elevadas" (NRC, 2008).

Uma das formas que o cobre pode assumir é a do ião livre Cu^{2+}, e apesar de ser a forma mais tóxica é a que apresenta a menor probabilidade de ocorrência na coluna de água, uma vez que o cobre se associa com facilidade aos materiais em suspensão, acumulando-se posteriormente nos sedimentos marinhos, no entanto, existe o risco das comunidades bentônicas e outros seres marinhos se alimentarem deste material, provocando uma contaminação em várias cadeias tróficas. Como é referido também por Virga *et al. (*2007) os metais pesados por não serem biodegradáveis podem acumular-se nos tecidos vivos ao longo da cadeia alimentar chegando ao ser humano sobretudo por meio da alimentação.

As intoxicações por metais pesados, como o alumínio, chumbo ou níquel alteram as estruturas celulares, as enzimas e substituem metais co-factores de actividades enzimáticas. Já outros metais pesados como o cobre e o zinco, são considerados microelementos essenciais ao metabolismo dos organismos vivos, no entanto, o excesso destes elementos pode conduzir a distúrbios nos organismos e, em casos extremos, levar até à morte dos mesmos (Virga *et al.,*2007). A concentração de metais pesados excedente nos fundos naturais é também considerada como poluição ambiental, sendo por isso, imperativo, que os limites de concentrações de metais pesados que podem estar presentes nas descargas em água salgada, sejam estabelecidos.

- **Anti-Incrustantes**

Substâncias polímericas, como ácidos policarbónicos, fosfonatos e polifosfatos, são utilizadas para impedir a formação de precipitados, como o carbonato de cálcio, e depósitos de sais, de

modo a que, a acumulação destas substâncias não provoque incrustações nas unidades de dessalinização. Dosagens de ácido sulfúrico podem ser, também, utilizadas aumentando a solubilidade de substâncias alcalinas como o carbonato de cálcio (NRC, 2008). Os anti-incrustantes são adicionados à água de origem, não só nas unidades de osmose inversa mas nas unidades que recorrem a processos térmicos (Lattemann e Höpner, 2008).

O nível de toxicidade que os anti-incrustantes apresentam é significativamente baixo para as espécies marinhas, sobretudo ao nível em que são utilizados na dessalinização (1-2ppm no concentrado) (Lattemann e Höpner, 2008; NRC, 2008). A adição de anti-incrustantes, ao dispersar e complexar iões como o cálcio e magnésio, pode influenciar processos naturais de outros compostos metálicos divalentes no ambiente marinho.

De acordo com Lattemann e Höpner (2008), o uso de polifosfatos pode contribuir para o processo de eutrofização nas águas (proliferação de algas), especialmente na presença de temperaturas mais elevadas, uma vez que estes são hidrolisáveis em ortofosfatos, um dos nutrientes essenciais aos produtores primários. O processo de eutrofização pode conduzir a uma deplecção nos níveis de oxigénio. Por outro lado, os ácidos policarbónicos, e os fosfanatos são substâncias com “baixas taxas de degradação, o que resulta em longos períodos de residência nas águas costeiras” (Lattemann e Höpner, 2008). Contudo estes compostos não apresentam maleficios às comunidades aquáticas.

- **Coagulantes**

Os coagulantes, cloreto de ferro III ($FeCl_3$) ou o cloreto de alumínio ($AlCl_3$) são utilizados nas unidades de dessalinização por osmose inversa, onde são adicionados à água de origem de forma a auxiliar o processo de filtração das partículas em suspensão. Os coadjuvantes da coagulação, por exemplo a poliacrilamida, e o controle de pH por ácido sulfúrico (H_2SO_4) são métodos adicionais recorrentes para melhorar o processo de coagulação.

É na água de lavagem dos filtros que se podem encontrar os materiais em suspensão e os coagulantes adicionados ao processo. Por norma, esta água de lavagem é descarregada directamente no ambiente aquático, tendo “um baixo potencial tóxico. No entanto, as descargas podem causar uma coloração intensa no concentrado rejeitado, no caso da presença de sais ferrosos, aumentando a turbidez e reduzindo a penetração de luz” (Lattemann e Höpner, 2008). Consequentemente o nível de produção primária é reduzido e pode mesmo levar ao enterramento de organismos bênticos sésseis, particularmente na zona de descarga.

- **Agentes Anti-Espumas**

No caso das unidades de dessalinização térmicas é necessário recorrer a agentes que previnam a formação de espumas, actuando na dispersão de compostos que lhes dão origem. Substâncias como o propilenoglicol e o polietilenoglicol não são consideradas tóxicas, podendo, no entanto, permanecer por longos períodos no ambiente devido ao seu baixo nível de biodegrabilidade (Lattemann e Höpner, 2008). Para além disso as dosagens utilizadas são baixas e as concentrações das descargas sofrem uma diluição prévia. O polietiloglicol é usado, apenas nas unidades dessalinizadoras por Multi-Stage Flash, temporariamente, sendo que nem sempre é necessário recorrer a estes aditivos nas estações de dessalinização, apenas quando existe a probabilidade de ocorrer a formação de espumas (Lattemann e Höpner, 2003).

- **Químicos de Limpeza**

O uso de químicos para limpeza é utilizado várias vezes nas unidades de dessalinização, de forma a melhorar o desempenho dos equipamentos ou processos envolvidos no tratamento da água.

No caso das unidades de osmose inversa, as soluções alcalinas, de pH 11-12, são utilizadas para remover depósitos orgânicos, como lamas e biofilme das membranas, e as soluções ácidas, de pH 2-3, são utilizadas para os resíduos inorgânicos, como os óxidos metálicos e depósitos calcários (incrustações). A limpeza das unidades térmicas recorre apenas a lavagens com soluções ácidas (pH2). Às soluções de limpeza são muitas vezes adicionados outro tipo de químicos, tais como detergentes, antioxidantes, agentes complexantes ou biocidas, no caso da desinfecção de membranas, e inibidores de corrosão no caso das dessalinizadoras térmicas, de forma a proteger os materiais da corrosão. O hipoclorito de sódio, peróxido de hidrogénio, ou o formaldeído, são alguns dos agentes químicos envolvidos nestes processos (NRC, 2008).

O tipo de limpeza que cada processo requer, varia consoante o tipo e dimensão da unidade de dessalinização, os processos que utiliza e a frequência necessária de limpeza (NRC, 2008). Em média, uma unidade dessalinizadora necessita de ser limpa a cada três a 6 meses, dependendo da qualidade de água de origem (Lattemann, 2005). Por exemplo, o volume de solução utilizada por cada limpeza ronda os 1,2l/m^2 de membrana (AWWA Membrane Residuals Management Subcommittee, 2004).

A água do mar tem uma boa capacidade de tamponamento, isto é, o pH natural de cerca de 8 e uma alcalinidade elevada, não é, geralmente, afectado por descargas ligeiramente alcalinas ou ácidas. No entanto, de acordo com Lattemann e Höpner (2008), as soluções de limpeza, e

em especial os seus aditivos, podem representar um perigo para a vida marinha caso sejam descarregadas directamente no meio sem qualquer tipo de tratamento.

As soluções de limpeza alcalinas, podem tornar-se tóxicas para a vida aquática se a diluição prévia à descarga for insuficiente. No caso dos detergentes, estes, representam um risco para a vida aquática, pois têm potencial para perturbar o sistema de membranas intracelulares dos organismos. Da mesma forma, o potencial oxidante de algumas substâncias químicas pode afectar os organismos marinhos ao oxidar os seus tecidos orgânicos. Também os agentes complexantes ao serem descarregados no meio aquático, podem interagir com iões metálicos dissolvidos e interferir com os processos naturais destes elementos no meio ambiente. Para além disso, não são facilmente degradáveis e, consequentemente, são persistentes no meio marinho. Os oxidantes e biocidas são utilizados na desinfecção das membranas, e representam também um potencial de toxicidade para a vida marinha ao serem libertados.

As soluções de limpeza com pH baixo, mesmo que sejam separadas e diluídas, apresentam ainda um risco significativo, pois são susceptiveis de alterar o pH do meio receptor (NRC, 2008).

Em suma, o processo de dessalinização e os processos de pré-tratamento aplicados assumem extrema importância nas características físico-químicas das descargas e por consequência, são determinantes para o meio que as recebe, ao induzir impactes significativos, sobretudo no ambiente aquático.

Importa referir que, nem todas as espécies respondem da mesma forma às alterações do meio, visto que existem organismos com maior grau de tolerância à salinidade. Este tipo de organismos é mais comum em zonas em que os gradientes de salinidade estão sujeitos a mudanças constantes, como os estuários, por oposição, aos seres que habitam os oceanos e mares e estão adaptados a níveis de salinidade constantes, podendo estes ser considerados como mais sensíveis. De acordo com vários estudos, também os organismos mais jovens tendem a ser mais sensíveis às alterações do que organismos adultos (NRC, 2008). Genericamente, "diferentes ecossistemas marinhos ou costeiros são susceptiveis de variação em termos de sensibilidade à deposição do concentrado" (NRC, 2008, p.126).

4.2.1.3 Outras Formas de Deposição do Efluente /Concentrado

- **Deposição no Inicio ou Final do Processo de Tratamento de Águas Residuais**

Comum às duas situações de deposição envolvendo o processo de tratamento de águas residuais é o facto de se tentar reduzir o máximo possível o potencial salino que seria inicialmente lançado para o meio marinho. Ambas as opções permitiriam reduzir a carga de

SDT através da diluição do concentrado antes da deposição e simultaneamente aumentariam os níveis de oxigénio dissolvido presentes no efluente final. A opção da deposição do fluxo numa estação de tratamento de águas residuais deve ser avaliada, especialmente no caso das unidades de OI, onde as descargas apresentam um alto teor de salinidade. No entanto, no caso das unidades térmicas, dado o teor de salinidade do concentrado ser reduzido esta opção não é considerada viável, visto que a simples mistura do concentrado com água se mostra eficaz.

A possibilidade de um aumento nos níveis de salinidade nos pontos de descarga é o factor mais nocivo às espécies aquáticas, para além disso a este tipo de deposição está associado também o aumento de compostos químicos presentes em ambos os efluentes, de acordo com o processo de dessalinização envolvido, representando um risco acrescido para as espécies, à semelhança da deposição em águas superficiais. Os compostos químicos resultantes da mistura destes dois efluentes podem causar ainda outro tipo de reacções nos sub-produtos presentes, bem como podem potenciar agregações nos contaminantes, o que resultaria em partículas de maiores dimensões alterando os níveis de sedimentação e turbidez no meio aquático (UNEP/MAP, 2003).

Uma das grandes desvantagens desta opção é a necessidade de construção de tubagens de grandes diâmetros, associadas a estações de bombagem caso seja necessário, para conduzir o fluxo de concentrado para as estações de tratamento, e uma vez que as unidades de tratamento estão geralmente afastadas entre si, pode traduzir-se num processo dispendioso (Younos, 2005a). Para além disso a capacidade de descarga da unidade de dessalinização está dependente da capacidade da própria estação de tratamento de águas residuais.

- **Deposição no Solo por Irrigação em Spray**

Este tipo de deposição pode ser considerada como uma alternativa positiva face às restantes, uma vez que a sua aplicação pode beneficiar culturas resistentes ao aumento da concentração de sais no solo e pode ser uma boa alternativa a outra fonte de água para irrigação. No entanto, este tipo de deposição requer um sistema de armazenamento e distribuição próprio, o que resulta em capacidades restritas de descargas. Para além disso o facto de poderem estar presentes químicos ou outro tipo de poluentes pode causar efeitos adversos nas espécies de plantas (Münk, 2008).

A deposição no solo está dependente de alguns factores, como sejam, a disponibilidade de terrenos, o clima, a tolerância da vegetação à salinidade e a localização do lençol freático (Younos, 2005). Um dos exemplos destas dependências são os ambientes áridos e semi-áridos, onde a aplicação deste método não é sustentável, uma vez que estas regiões sofrem já com a salinização dos solos (NRC, 2008). Em regiões onde a precipitação é reduzida, esta

deposição torna-se um obstáculo, pois os sais que não são assimilados pelas plantas, ou seja, em que a transpiração destas excede os valores de precipitação, resultam na acumulação de sais no solo.

- **Deposição em Poços Profundos ou Aquíferos**

Dos problemas associados a este tipo de deposição destaca-se: o perigo de contaminação de outros aquíferos de água potável permitindo a degradação deste recurso, o aumento de pressão do fluído, o que pode contribuir para a formação de tremores de terra, e a expansão vertical da estrutura do próprio aquífero (NRC, 2008). É por isso fundamental avaliar e reconhecer o volume, a localização, a composição dos solutos presentes nos fluidos existentes e a forma como estes podem interagir ou influenciar a qualidade da água presente nos ecossistemas adjacentes (águas superficiais, aquíferos).

Este tipo de deposição representa uma boa opção para unidades de dessalinização localizadas em regiões interiores e de pequena capacidade de produção (Münk, 2008).

- **Lagoas de Evaporação**

Este tipo de prática requer grandes áreas para a sua implementação bem como climas quentes que potenciem altas taxas de evaporação, no entanto, são estruturas rentáveis no que respeita à deposição do concentrado em regiões interiores (Younos, 2005a).

Uma das grandes preocupações associadas a estas estruturas é o facto de poder haver fugas ou o seu volume ser insuficiente quando ocorram níveis de precipitação significativos, pois poderiam potenciar a contaminação do lençol freático, aquíferos ou mesmo outras fontes de água que possam existir nas proximidades. De acordo com vários autores outro dos impactes ambientais destas lagoas de evaporação prende-se com a reprodução e migração das aves, no entanto, nesta situação os impactes no meio marinho são inexistentes (NRC, 2008). Outro dos aspectos importantes a ter em conta, é a perda considerável de água que resulta da aplicação deste processo (Mickley, 2001).

- **Deposição em Aterro Recorrendo à Tecnica ZLD (“Zero Liquid Discharge”)**

Uma das grandes vantagens associadas a esta técnica reside no facto de se reduzir significativamente qualquer tipo de impacte ambiental quando comparada com os outros tipos de deposição. Para além disso, o facto da deposição final poder ser efectuada em aterros acaba por tornar este método como uma opção, quando outros não são passíveis de ser

utilizados (Younos, 2005a). No entanto, é na fase de deposição destes sólidos em aterro que se levantam ainda questões ambientais, como riscos de fuga de sais e contaminantes e consequente contaminação dos solos, aquíferos e lençol freático.

- **Concentração de Salmoura**

A esta técnica, associam-se sobretudo, os impactes que decorrem do recurso a outras técnicas quando é feita a deposição dos sólidos secos finais. Após o concentrado sofrer um processo de tratamento, do qual resultam apenas sólidos secos, é feita a deposição destes, recorrendo a outra técnica de deposição (aterro, ou outras) ou até pode ser considerada a opção de entrega deste concentrado a empresas de manufactura de sal.

4.2.1.4 Energia, Emissões e Mudanças Climáticas

Outra das características principais do processo de dessalinização é que necessitam de energia térmica (dessalinização térmica) ou mecânica/eléctrica (dessalinização por membranas), a fim de conseguir separar a água doce a partir da solução salina. No entanto, este é um processo que requer um consumo bastante elevado de energia, usualmente 90% da energia despendida numa estação de dessalinização é empregue no processo de dessalinização propriamente dito (UNEP/MAP, 2003). A energia restante, normalmente eléctrica, é utilizada para operação de equipamentos auxiliares, quer sejam sistemas de dosagem ou bombas (UNEP/MAP, 2003). O grau de consumo de energia depende, do tipo de processo envolvido na dessalinização, da temperatura e da qualidade da água de origem (WHO, 2007). Como consequência principal do "input" de energia está o aumento da temperatura da salmoura descarregada e a rejeição de calor e emissões atmosféricas associadas à geração de energia (UNEP/MAP, 2003).

De acordo com WHO (2007), estima-se que uma unidade de dessalinização com uma capacidade de produção de 26.500m^3/dia, necessite de 50milhões de kWh/ano, o que se traduz numa necessidade semelhante a uma pequena siderurgia ou refinaria de petróleo.

Os impactes ambientais estão fortemente relacionados com, o consumo de energia e consequentemente com o aquecimento das águas devido ao efeito de estufa provocado pela emissão de gases para a atmosfera, e com a origem e transporte do combustível, que pode resultar em acidentes, provocando derrames e contaminações no meio ambiente (Lattemann e Höpner, 2008). A combustão de combustíveis fósseis e o aumento do consumo de energia provoca poluição do ar e emissões de gases para a atmosfera, podendo provocar chuvas ácidas. As emissões atmosféricas incluem gases como o, monóxido de carbono (CO), óxido nítrico (NO), dióxido de azoto (NO_2) e dióxido de enxofre (SO_2).

A poluição sonora é outro dos potenciais impactes provocados por uma unidade de dessalinização, especialmente quando as unidades de dessalinização se encontram na proximidade de áreas de ocupação humana. Este tipo de poluição é usual nos sistemas de OI.

4.3 QUALIDADE DA ÁGUA E IMPACTES NA SAÚDE HUMANA

Outro dos aspectos bastante discutido quando se fala de dessalinização é a qualidade da água produzida, e embora esteja directamente ligada com as questões ambientais, um dos impactes mais importantes e que causam mais preocupação, é o impacte desta água na saúde humana (WHO, 2007).

Uma das vantagens da dessalinização é o potencial de produção de água de alta qualidade, pois tem um alto potencial de remoção de numerosas impurezas e produtos indesejados da água, o que pode ser visto como uma grande melhoria sobre as restantes fontes de água existentes. No entanto, o processo de dessalinização não é isento de riscos, podendo introduzir produtos químicos nocivos e metais na água produzida (Cooley *et al.,* 2006).

À semelhança do que ocorre na água que chega a uma ETA, também a água do mar ou salobra pode conter microrganismos patogénicos, como bactérias, vírus e protozoários, sendo necessário proceder à sua desinfecção (WHO, 2007). Grande parte desta remoção é efectuada pelas membranas, no caso das unidades por osmose inversa, já no caso das unidades por destilação é necessário que a água se mantenha por longos períodos a altas temperaturas de forma a eliminar eficazmente os agentes patogénicos (WHO, 2007).

Sabe-se que o processo de dessalinização recorre a avançadas tecnologias para o tratamento de água, sendo por isso de esperar que o produto final que chega ao consumidor esteja isento de riscos para a saúde humana (NRC, 2008). Na realidade, e embora grande parte dos constituintes nocivos possam ser eliminados, nem todos são completamente removidos, existindo alguns que permanecem em maior quantidade que outros (NRC, 2008). No caso da osmose inversa alguns iões permamenecem, mas são sobretudo os iões bromo e brometo que estão no centro das preocupações.

O boro é um composto inorgânico, do qual não existem ainda dados especificos acerca dos seus efeitos adversos nos seres humanos quando consumido através da alimentação, no entanto, existem já registos que comprovam efeitos negativos para a saúde em doses grandes e pequenas relativas ao ácido bórico e ao borato de sódio. “O boro ocorre no oceano a uma concentração média de 4,5mg/l” Weast *et al*. (1985 como citado por NRC, 2008), não tendo sido encontrados níveis de boro significativos em águas provenientes de aquíferos ou em

outras águas superficiais. O boro é removido em estações de dessalinização térmicas, no entanto, no caso da OI a remoção está dependente do pH, sendo muitas vezes encontrado no produto final.

O brometo é outro dos compostos que permance no final do tratamento por osmose inversa, o que levanta sérias preocupações, pois é considerado como um dos sub-produtos que pode causar reacções adversas na saúde humana (Richardson, *et al*., 2007). O bromo é formado pela reacção entre o brometo e o cloro livre (usualmente utilizado como biocida nas estações de dessalinização) e é um dos componentes presentes nos sub-produtos da desinfecção ao reagir com a matéria orgânica (Richardson, *et al*., 2007).

Dentro dos componentes químicos benéficos para a saúde aquando da ingestão de água destacam-se os iões, cálcio, cloreto, magnésio, sódio, selénio, potássio, iodeto, crómio e manganês, entre outros. A água do mar, por seu lado, é rica nalguns destes componentes sendo bastante pobre noutros constituintes. Iões como o cálcio, magnésio, sódio, cloreto e iodo são compostos abundantes, enquanto os iões essenciais como o zinco, cobre, crómio e manganês são praticamente inexistentes (WHO, 2007).

O processo de dessalinização reduz significativamente alguns iões presentes na água e, de acordo a Organização Mundial de Saúde (OSM, 2006) uma água pouco mineralizada, quando consumida regularmente aumenta o risco de doenças cardiovasculares. No entanto, e visto a água poder ser estabilizada com recurso à cal (hidróxido de cálcio) e carbonato de sódio, alguns dos iões necessários são novamente repostos WHO (2005, 2006 como citado por WHO, 2007).

De acordo com WHO, (2007) também "O ião sódio poderá estar presente na água dessalinizada, dependendo da eficácia do processo de remoção de sais e da mistura no processo de pós-tratamento que poderá envolver água do mar não dessalinizada." O facto de a água dessalinizada poder ter que vir a sofrer uma mistura final, com outro tipo de água, influencia a sua qualidade final, visto que a qualidade da água usada para a mistura é também fundamental para a qualidade do produto final.

Segundo WHO (2008) é importante considerar a importância do cálcio e magnésio para a protecção de doenças cardiovasculares isquêmicas. Segundo a OMS é recomendada uma concentração de 10mg/l de magnésio e 30mg/l de cálcio na água potável.

O recurso à remineralização é uma prática comum numa fase final de tratamento da água dessalinizada contribuindo para o processo de inibição da corrosão dos sistemas de distribuição de água e de forma a repor os iões necessários, particularmente os iões cálcio e magnésio. Em última instância, e tal como para outra fonte de água, o armazenamento e

distribuição da água devem ter em consideração as contaminações que possam eventualmente surgir e alastrar-se pelo sistema (WHO,2007).

4.4 IMPACTES SÓCIOECONÓMICOS

4.4.1 Diversidade e Fiabilidade no Abastecimento de Água

Um dos grandes benefícios do recurso à dessalinização é a fiabilidade (consistência na disponibilidade de água) do abastecimento fornecido pela diversificação das fontes de origem de água. Este aspecto é especialmente importante em regiões áridas e semi-áridas, sujeitas à variabilidade das condições climatéricas, e que possam atravessar longos períodos de seca, para além das mudanças que possam ocorrer em padrões de escoamento e recarga de águas subterrâneas criadas pela crescente impermeabilização das superfícies fruto do desenvolvimento, aumentando também a resistência a desastres naturais ou outras ameaças aos sistemas de abastecimento de água (Cooley *et al.,* 2006).

Ao passo que a população cresce, o aumento da procura por este recurso limitado cresce também, e estas infra-estruturas são muitas vezes construídas com a preocupação de garantir um serviço público com múltiplas fontes de abastecimento, com diferentes níveis e tipos aumentando a diversidade da oferta, diminuindo o risco de esgotar o fornecimento de água, da mesma forma que as barragens e reservatórios são utilizados para reduzir o risco de interrupção no fornecimento de água devido à seca (Cooley *et al.,* 2006).

A produção de água dessalinizada é largamente independente de variáveis externas, especialmente as que estão ligadas ao clima, tendo apenas que se garantir a continuação do funcionamento da estação de dessalinização (Cooley *et al.,* 2006).

4.4.2 Desenvolvimento Social e Económico

Para além dos impactes, já discutidos, provocados pela dessalinização, a questão do desenvolvimento associado a este tipo de infra-estrutura é um tema que pode gerar alguma controvérsia, pois o tipo de desenvolvimento que advém pode ser estabelecido de diversas formas.

O recurso à água potável é muitas vezes limitante e restringe o desenvolvimento em locais com fraca acessibilidade a este recurso prejudicando a fixação da população e o crescimento. Em locais onde a água escasseia e os recursos existentes são praticamente nulos, a lacuna existente ao ser colmatada pela introdução de uma unidade de dessalinização permite disponibilizar água doce, e assume-se como um factor crucial para o desenvolvimento residencial ou comercial e pode ainda ser vista como uma oportunidade ao crescimento

turístico, potenciando o desenvolvimento socioeconómico de uma região. No entanto, o crescimento não é necessariamente um sinónimo de desenvolvimento, pelo menos de um desenvolvimento sustentável e planeado. Em muitas regiões o crescimento que outrora se pensou como positivo, acaba por se traduzir numa ocupação rápida e desregulada, destruindo recursos locais, ecossistemas e acabando por prejudicar o próprio tecido social de uma comunidade já estabelecida.

Em suma, e de acordo com o UNEP/MAP (2003), podem dividir-se os impactes ao nível sócio-económico como positivos e negativos.

Dos impactes positivos destacam-se:

- Garantia ao acesso à água potável suficiente e segura para uso doméstico;
- Criação de riqueza através do turismo, desenvolvimento industrial e agrícola, ou mesmo novas oportunidades de emprego na indústria da dessalinização;
- Diminuição na pressão sobre os recursos naturais, protecção dos ecossistemas de água doce, prevenindo a desertificação e salinização da água subterrânea;
- Estabilidade e paz na região.

Dos impactes negativos possíveis destacam-se:

- Um padrão de consumo que pode ser alterado através do uso indevido de água ao ter a água sempre prontamente disponível;
- Concentração e desenvolvimento em determinadas regiões devido à migração de pessoas, podendo provocar uma pressão acrescida ao nível dos recursos e promovendo um desenvolvimento descontrolado;
- Dependência de uma tecnologia que pode por sua vez depender da importação de “know-how” ou energia, e que é vulnerável à deterioração da qualidade da água do mar (por exemplo, derrames de óleo), e é provavelmente centralizada em alguns locais o que requer o transporte de água a grandes distâncias.

5 MEDIDAS DE MITIGAÇÃO DE IMPACTES ASSOCIADOS À DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA

Após a análise dos impactes provenientes de uma estação de dessalinização devem ser tomadas medidas mitigadoras de forma a reduzir os efeitos adversos provocados, tanto quanto possível.

5.1 FASE DE CONSTRUÇÃO

Numa primeira abordagem à questão da mitigação dos impactes ambientais provocados por uma unidade de dessalinização, a fase de construção deverá ser referida. Os trabalhos de construção devem ser agendados por períodos de tempo que garantam uma baixa interferência, com a recreação e turismo, bem como com a reprodução e migração das espécies, quer terrestres quer aquáticas, que poderão ser potencialmente afectadas. Ao manter as espécies de fauna, flora e os seus habitats protegidos, é também uma forma de contribuir para o mínimo de entropia causada nos ecossistemas, garantindo um mínimo de equilíbrio ecológico no local.

Como acções preventivas, devem ser criadas zonas de “buffer” de forma a minimizar o ruído e a poluição do ar, diminuindo o impacte causado nas áreas populacionais mais próximas, bem como as emissões geradas para a atmosfera.

5.1.1 Localização e Uso do Solo – Implantação da Estação

As unidades de dessalinização devem, quando possível, ser localizadas nas proximidades de outro tipo de estruturas idênticas, para que se possa aproveitar as infra-estruturas já construídas como, estradas, tubagens, ou outras, minimizando a necessidade de ocupação do solo e consequentes perturbações. Deve-se, tanto quanto possível, evitar a localização de unidades desta natureza em áreas protegidas, ou em que espécies ou determinados tipos de habitats também o sejam (UNEP/MAP, 2003). A localização da unidade deve ser estudada de forma a que, as condições de deposição de concentrado se mostrem eficazes na redução dos impactes ambientais que poderiam ser provocados, nomeadamente quando se fala no tipo de deposição em águas superficiais ou subterrâneas (Lattemann e Höpner, 2008). Não só a estação de dessalinização é susceptível de provocar efeitos no ambiente, mas também o próprio “ambiente” deve ser escolhido de forma a minimizar impactes no processo de dessalinização, neste caso especifico as condições da água a captar serão um dos aspectos considerados fundamentais. As características e qualidade da água devem ser parâmetros primordiais na escolha da localização da unidade, pois permitirá diminuir alguns dos impactes decorrentes dos processos a jusante da captação.

5.2 FASE DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

É na fase de operação e manutenção que as medidas de mitigação dos impactes ambientais se revelam cruciais no que respeita aos limites impostos pelo EIA. Nesta fase e de forma a contribuir para o sucesso da unidade de dessalinização as medidas mitigadoras são determinantes.

A minimização de impactes induzidos pela nova construção após a finalização da obra devem ser considerados para a estação de dessalinização, permitindo minimizar os impactes quer visuais, quer auditivos. Isto inclui, por exemplo insonorização das estruturas onde as bombas estão alojadas, altura limitada das instalações e um enquadramento paisagístico adequado.

5.2.1 Mitigação de Impactes Ambientais

5.2.1.1 Estruturas de Captação de Água

- **Estruturas de Captação de Águas Superficiais**

De forma a reduzir a colisão e o arrastamento dos organismos nas estruturas de admissão de água e a sua possível entrada nas unidades de dessalinização, é possível recorrer a algumas tecnologias ou aplicar algumas práticas simples.

No caso de organismos vivos de maiores dimensões como peixes ou tartarugas, a colocação de telas com malhas de formas diferentes e a diminuição da velocidade de entrada da água permite uma minimização na entrada e enclausuramento. No caso de organismos de menores dimensões, como plâncton, ovos ou larvas, se as infra-estruturas de entrada de água estiverem localizadas em zonas mais profundas, o arrastamento pode ser minimizado. As zonas de maior profundidade são usualmente áreas de menor produtividade, onde a presença dos organismos é, já por si, menor. Para além disso, o facto de haver menos organismos que podem entrar nas unidades, e o facto da qualidade da água ser muitas vezes superior, em relação às águas costeiras e às águas de superfície, traduz-se numa fase de pré-tratamento mínima ou até inexistente. (Lattemann e Höpner; NRC, 2008). No entanto, as perturbações nos fundos marinhos durante a construção são mais elevadas, especialmente quando isso envolve perfurações ou escavações.

No caso das águas costeiras ou de superfície, a criação de janelas de operação, em que a admissão de água é feita em alturas menos produtivas para as espécies pode reduzir o número de organismos e ovos que são eliminados.

- **Estruturas de Captação de Águas Subterrâneas**

Para as captações de água efectuadas em aquíferos ou poços, um dos maiores desafios assenta na manutenção da integridade deste recurso. A avaliação específica de cada local deverá ser de extrema importância permitindo analisar a quantidade e qualidade da água que pode ser dessalinizada e deverá assegurar, simultaneamente a sustentabilidade e renovação deste recurso. O recurso a monitorizações frequentes permitirá avaliar o estado deste recurso e promover uma adequada utilização.

5.2.1.2 Efluente - Concentrado e Descargas Químicas – Deposição Superficial ou Submersa

Para cada tipo de descarga superficial é importante ter em conta diversos factores, especialmente no que se refere às áreas envolventes e às propriedades do meio receptor.

- **Salinidade, Temperatura e Densidade**

Os impactes causados pelo aumento de salinidade podem ser minimizados se for efectuada uma mistura do fluxo de rejeitado em água, o que diminuirá a concentração de sais a ser introduzida na água. A concentração de sais presente no efluente não deve estar acima de 10% do valor de salinidade presente no meio receptor (UNEP/MAP, 2003). Também o aumento da temperatura da água que resulta das unidades de dessalinização por processos térmicos, pode ser reduzida pela mesma mistura, caso esta seja feita por água fria. A temperatura da água pode também ser reduzida ao longo dos emissários, recorrendo a torres de refrigeração, que efectuam a dissipação máxima de calor, a partir da corrente de resíduos, para a atmosfera, antes do fluxo entrar no corpo de água. A temperatura do efluente deve ser restrita até 10ºC acima do valor de temperatura do meio receptor (UNEP/MAP, 2003).

No que se refere à densidade elevada do fluxo que sedimenta no fundo do mar, principalmente no caso da OI, pode recorrer-se a um sistema de difusão promovendo a mistura e dispersão, e permitindo simultaneamente localizar a descarga num local mais favorável. A análise das condições de mistura e dispersão do fluxo rejeitado deverá ser efectuada para cada localização especifica em relação à unidade de dessalinização, para um conhecimento aprofundado das condições ambientais e operacionais antes e durante o funcionamento da instalação de dessalinização (Lattemann e Höpner, 2008).

É importante referir que, no entanto, a maioria dos organismos adaptam-se a pequenos desvios nas condições óptimas de salinidade e temperatura e podem mesmo tolerar situações extremas temporariamente, embora não de forma continuada (Lattemann e Höpner, 2008).

- **Depleção de Oxigénio**

De forma a mitigar os impactes causados pela redução de oxigénio no concentrado recomenda-se que, numa fase anterior ao lançamento dos sub-produtos no ambiente marinho, se promova o arejamento e a adição de oxigénio, evitando desta forma, a morte dos organismos por insuficiência de oxigénio. As condições oceanográficas devem promover, condições para uma eficaz mistura do efluente e permitir a adaptação dos níveis de oxigénio numa curta distância a partir do ponto de descarga (UNEP/MAP, 2003).

- **Cloro**

Devido aos problemas ambientais e de saúde causados pelos biocidas, especialmente o cloro residual, e outros produtos de desinfecção, várias alternativas relativas à etapa de pré-tratamento devem ser consideradas.

Uma das alternativas pode passar pela substituição do uso do cloro em instalações de dessalinização. Dentro dos biocidas alternativos incluem-se, por exemplo, o ozono e a monocloramina.

Como o cloro é um componente bastante tóxico para os biotas marinhos pode recorrer-se também à sua neutralização (NRC, 2008). A neutralização do cloro pode ser feita de forma eficaz por diferentes produtos químicos, tais como o bissulfito de sódio, no caso da OI, o dióxido de enxofre e peróxido de hidrogénio para unidades térmicas (Lattemann e Höpner, 2008).

- **Metais Pesados**

Uma vez que o problema, neste caso, não é apenas a concentração real dos metais, mas sim a carga total que poderá permanecer no ambiente, as consequências não podem ser mitigadas apenas por diluição do concentrado antes da descarga (UNEP/MAP, 2003).

De forma a mitigar a presença de metais pesados no concentrado, essencialmente proveniente da corrosão das tubagens, deve manter-se o pH elevado do concentrado ou promover a adição de agentes quelantes (quelantes são substâncias que permitem reter os iões metálicos, formando quelatos, e possibilitam a posterior eliminação de metais pesados). Deste modo é possível reduzir a concentração de cobre e por conseguinte o grau de toxicidade a ele associado Rinne (1971, como citado por NRC, 2008).

O níquel é também um metal pesado, embora menos tóxico que o cobre mesmo que apresente concentrações semelhantes (NRC, 2008).

O titânio é um material que pode ser utilizado na construção das tubagens e outros equipamentos em alternativa ao cobre, pois apresenta uma resistência à corrosão bastante superior. O único impedimento é o custo do titânio face ao custo do cobre (NRC, 2008).

- **Anti-Incrustantes**

O uso de anti-incrustantes é um meio mais barato do que recorrer ao amaciamento da água de forma a proteger as incrustações. Ao longo dos últimos anos, os aditivos anti-incrustantes mais utilizados são os polímeros de ácido maleico. A utilização destes produtos elimina a possibilidade de problemas de eutrofização após a deposição no meio marinho (UNEP/MAP/MED POL, 2003).

O uso de ácido sulfúrico a fim de facilitar a acção dos anti-incrustantes nas membranas de OI deve ser considerado. Um estudo de impacte ambiental, em referência ao efluente, de uma unidade de OI em Malta, (Aguis, 1988) mostrou que os valores de pH da salmoura foram mais baixos (7,3) do que o pH da água do mar (8,28) quando se recorreu ao uso do ácido súlfurico (UNEP/MAP, 2003).

- **Coagulantes**

Para a mitigação do impacte causado pela água de lavagem proveniente dos filtros deverá ser promovida a sua diluição, por exemplo por mistura contínua com a água salgada, ou em alternativa, a água de lavagem dos filtros pode ser recolhida, proceder a sedimentação das partículas, efectuar uma desidratação e o resíduo resultante deverá ser transportado para um aterro (Lattemann e Höpner, 2008).

- **Anti-Espumas**

Tendo em conta que os agentes anti-espumas não são considerados como potenciais causadores de impactes ambientais, não são recomendadas medidas mitigadoras neste caso.

- **Químicos de Limpeza**

A maioria dos produtos químicos de limpeza e desinfecção representam um risco para os seres marinhos, sendo por isso essencial que, a deposição do concentrado nos ambientes aquáticos deva ser estritamente regulada.

É importante que haja uma neutralização das soluções extremamente alcalinas ou ácidas e que se proceda a um tratamento dos agentes de limpeza de forma a remover qualquer tipo de potencial toxicidade (Lattemann, 2005). As soluções de limpeza deverão ser tratadas no local ou enviadas para estações de tratamento (Lattemann e Höpner, 2008).

A utilização de agentes químicos alternativos deve ser considerada, quando for possível. A utilização de águas com menor grau de contaminação, como as que estão sujeitas a um processo natural de pré-filtração reduz significativamente, podendo até anular, a necessidade de recorrer a químicos na fase de pré-tratamento (Lattemann e Höpner, 2008).

De acordo com Lattemann e Höpner, (2008) existem diferentes opções técnicas para mitigar os impactes ambientais, no entanto mais importante que a mitigação dos impactes é a sua prevenção, e um dos aspectos fundamentais a ter em conta é a selecção adequada da localização de uma estação de dessalinização de modo a evitar que estes sejam provocados.

5.2.1.3 Outras Formas de Deposição do Efluente / Concentrado

No que se refere à deposição do concentrado e a respectiva mitigação de impactes estas devem ser consideradas antes da deposição propriamente dita, independentemente do tipo de deposição em causa. Desta forma é possível reduzir os contaminantes presentes, minimizando "à posteriori" os efeitos de uma possível contaminação no meio envolvente. Tal como as descargas efectuadas no mar e os problemas associados, as descargas do concentrado por outras vias devem, tanto quanto possível, ser isentas das mesmas contaminações acima descritas.

A minimização de resíduos provenientes das unidades de dessalinização (líquidos e sólidos) deverá ser alvo de um processo de optimização, a fim de minimizar a quantidade de fluxo de descarga e possível contaminação do mesmo por agentes químicos.

- **Deposição no Inicio ou Final do Processo de Tratamento de Águas Residuais**

Este tipo de deposição deve ser bem avaliado ainda na fase de estudo de uma unidade de dessalinização, devido às diferenças entre o concentrado salino proveniente de uma unidade de OI ou de MSF. É possível concluir que a mistura de fluxo de resíduos é um método eficaz para o amortecimento do impacte, pois reduz a concentração de componentes salinos presentes na água no final da dessalinização ao promover a mistura com outro efluente. No entanto, quanto aos compostos químicos, como não sofrem diluição ou diminuição nas suas

concentrações, deverão ser alvo de normas específicas no que se refere a limites máximos nas descargas.

- **Deposição no Solo por Irrigação em Spray**

Os critérios de utilização neste tipo de deposição devem contemplar a selecção do local, um pré-tratamento antes da deposição, as necessidades dos terrenos, a selecção da vegetação e o controle de escoamento superficial. Desta forma é possível avaliar e minimizar os danos que possam ser provocados ao recorrer a este tipo de deposição (Svensson, 2005). A redução da taxa de recuperação e a selecção do tipo de membranas poderão ser outras das medidas de mitigação (Mezher *et al.,* 2011).

- **Deposição em Poços Profundos ou Aquíferos**

O impacte provocado pelo aumento da salinidade esperada pode ser reduzida ao desviar parte do volume de salmoura para outras alternativas viáveis de deposição. No caso de ser efectuado algum tipo de captação num poço ou aquífero próximo, a injecção deve ter uma distância adequada, a fim de limitar a deterioração da qualidade da água de alimentação (Svensson, 2005). Deve ainda ponderar-se a deslocalização da posição de eliminação da salmoura ou devem ser criados meios alternativos de eliminação, recorrendo a outras formas de deposição (Mezher *et al.,* 2011).

- **Lagoas de Evaporação**

Neste tipo de deposição, a principal medida mitigadora dos impactes associados assenta na protecção e impermeabilização das lagoas através de um forro duplo e a aplicação de um sistema de colecta de chorume (Mezher *et al.,* 2011).

- **Deposição em Aterro recorrendo à Técnica ZLD (“Zero Liquid Discharge”)**

Ao recorrer à técnica de ZLD a formação do sólido seco resultante que é depois depositado em aterro deve ser o principal alvo das medidas mitigadoras, pois é aquele que causa potenciais efeitos adversos no ambiente. Tal como noutro tipo de deposição efectuada em aterro de resíduos com potencial contaminante deve recorrer-se, à protecção e impermeabilização do fundo do aterro através de um forro duplo e à aplicação de um sistema de colecta de chorume (Mezher *et al.,* 2011).

Não existe uma solução universal no que se refere à deposição do concentrado para todas as unidades de dessalinização. Esta é uma questão que deve ser avaliada caso a caso, no

entanto a descarga efectuada nas águas de superfície é a situação mais comum para grandes volumes de concentrado. O conhecimento hidrogeológico das áreas de deposição, na deposição efectuada em terra, é muitas vezes essencial sendo necessárias monitorizações e a realização de testes com regularidade.

5.2.1.4. Energia, Emissões e Mudanças Climáticas

Uma das principais formas de minimizar os impactes decorrentes do consumo de energia e as consequentes emissões deve passar pela promoção da utilização de processos e tecnologias que permitam uma poupança na quantidade de energia necessária. Em algumas unidades de OI, recorre-se já a sistemas de recuperação de energia.

Outra das formas mais efectivas de mitigação, e que é recomendada tanto quanto possível, é a implementação de processos de co-geração de energia que utilizem a mesma infra-estrutura que a unidade de dessalinização. Desta forma é possível ajustar o processo de produção de água e o consumo de electricidade de acordo com as necessidades.

Outro tipo de fontes de energia poderá representar uma alternativa face aos combustíveis fósseis, diminuindo significativamente os impactes ambientais. A energia nuclear, hidroeléctrica, a energia solar através de painéis fotovoltaicos e a energia eólica são algumas das opções a ter em conta. Também os biocombustíveis e os sistemas geotermais de circuito fechado representam uma fonte praticamente nula de emissão de gases poluentes (NRC, 2008). A oportunidade de envolver as energias renováveis neste processo e associar a sua produção a uma unidade de dessalinização representa também uma vantagem.

No caso dos combustíveis fósseis serem usados para produção de energia é importante que as emissões sejam limitadas por legislação específica, cumprindo os padrões de controlo da poluição do ar.

5.3 QUALIDADE DA ÁGUA E MITIGAÇÃO DE IMPACTES NA SAÚDE HUMANA

A redução do uso de produtos químicos, biocidas e outros, que poderão afectar a qualidade da água e causar problemas na saúde humana deve ser um aspecto emergente na optimização dos processos nas unidades de dessalinização. No caso especifico do boro, que permanece no final da linha de tratamento por OI, a preocupação é crescente.

Actualmente a passagem do boro ocorre devido ao pH baixo com que é realizada a operação de passagem da água nas membranas de OI, o que acaba por não remover a maioria do boro que se encontra presente na água, podendo, no produto final, serem encontrados alguns miligramas por litro deste composto (NRC, 2008).

A implementação de uma segunda passagem pelas membranas de OI, onde se efectuaria um ajuste do pH, permitiria colocar o ácido bórico na sua carga negativa formando boratos e proporcionaria a sua remoção eficaz (Magara *et al.,* 1998). No entanto isto representa custos acrescidos.

É possível controlar a presença de produtos indesejados, como o boro, brometo e outros sub-produtos provenientes da desinfecção, aumentando assim a qualidade da água e minimizando os riscos que esta apresenta para os consumidores, optimizando os processos envolvidos nas várias etapas de dessalinização.

5.4 MITIGAÇÃO DE IMPACTES SÓCIOECONÓMICOS

É essencial que o desenvolvimento induzido por uma unidade de dessalinização, devido à disponibilidade de água que introduz seja equilibrado e previamente planeado, representando e potenciando novas formas de crescimento quer ao nível económico, quer social. Deverão ser impostos limites de forma a criar um desenvolvimento sustentável. O planeamento integrado dos recursos, o desenvolvimento de novas áreas sociais, urbanas, e outras, deve ser alvo de um estudo cuidado no âmbito de planos directores que permitam o melhor reconhecimento nestas áreas.

6 FACTORES ECONÓMICOS QUE DETERMINAM A VIABILIDADE / SUSTENTABILIDADE DE UMA UNIDADE DE DESSALINIZAÇÃO

6.1 ANÁLISE DE CUSTOS

De forma a promover a eficiência e sustentabilidade de uma gestão integrada dos recursos de água devem ser tidos em linha de conta, os custos, quer de capital (investimento inicial) quer de operação e manutenção, bem como, os aspectos ambientais e custos da exploração dos recursos, definindo uma garantia de sucesso para a tecnologia da dessalinização (Bernat, Campos, Guiu, Tobella, e Gibert, 2010).

De acordo com Bernat *et al.* (2010), os custos totais são afectados por factores variáveis de acordo com vários pressupostos. Um destes factores reside na localização das unidades, não sendo fiável considerar a comparação dos custos unitários de operação, em locais que não partilhem as mesmas características.

Segundo Bernat *et al.* (2010), genericamente, os grandes factores de heterogeneidade de custos devem-se a:

- Disponibilidade de recursos hídricos, e, mais especificamente, à sua quantidade, qualidade e proximidade com os usuários finais;
- Tecnologia de dessalinização e capacidade da unidade;
- Factores ambientais e custos de energia;
- Impostos especificos de regulamentação no sector da água;
- Eficiência no serviço de entrega;
- Os investimentos em manutenção da rede de distribuição.

O sucesso de uma estação de dessalinização depende maioritariamente da vertente económica (Cooley *et al.,* 2006). Segundo Levy (2008), o custo, genericamente, inerente a uma unidade de dessalinização é o conjunto de vários factores, que interagem entre si, sendo eles:

. Processo de tratamento
. Capacidade da estação
. Qualidade da água e Tipo de Captação
. Custo da energia
. Factores Ambientais – Deposição do Concentrado
. Operação e manutenção / Financiamento e Amortização

- **PROCESSO DE TRATAMENTO**

Quadro 6.1 – Custo de produção de água de acordo com o método de dessalinização utilizado (adaptado de Bernat *et al., (*2010).

Método de Dessalinização	Tipo de Água de Origem	Capacidade de Produção (m^3/dia)	Custo (€/m^3)
MSF	Salgada	23.000 – 528.000	0,42 – 1,40
OI	Salobra	‹ 20	4,50 – 10,32
		20 – 1.200	0,62 - 1,06
		40.000 – 46.000	0,21 – 0,43
	Salgada	‹ 100	1,20 – 15,00
		250 – 1.000	1,00 – 3,14
		1.000 – 4.800	0,56 – 1,38
		15.000 – 60.000	0,38 – 1,30
		100.000 – 320.000	0,36 – 0,53

O **Quadro 6.1** traduz o custo da água dessalinizada, com diferentes origens, em relação ao método de dessalinização utilizado e à capacidade de produção da unidade. Para a água do mar o custo varia entre 0,42 e 1,40€/m^3 para a tecnologia de MSF. É importante notar que as unidades que recorrem a esta tecnologia têm geralmente maiores capacidades de produção, daí o facto de apenas se considerar capacidades compreendidas entre 23.000 a 528.000m^3/dia.

Para a tecnologia da Osmose Inversa verifica-se que o custo de dessalinização, para uma estação de capacidade média (1.000 a 60.000m^3/dia) se situa entre 0,38 e 1,38€/m^3, enquanto que para estações de grande capacidade (100.000 e 320.000m^3/dia) os valores são de 0,36 e 0,53€/m^3, respectivamente. O custo associado a esta tecnologia para dessalinização de água salobra, em unidades de grande capacidade, é ainda menor, situando-se entre 0,21 a 0,43€/m^3. Pode concluir-se, pela análise efectuada, que não há diferenças significativas entre os custos por m^3 de produção de água por OI e MSF para dessalinização de água do mar. No entanto, a tecnologia de MSF é, normalmente, mais cara e conta com unidades de maior capacidade de produção em comparação com a OI. A quantidade de energia por m^3 de água produzida é significativamente mais elevada quando se recorre a esta tecnologia. Este facto deve-se, sobretudo, à ausência de energia térmica em unidades de OI. Desta forma conclui-se que os custos de dessalinização devem ser avaliados em termos da energia gasta por cada m^3 de água produzida de forma a reflectir a variabilidade dos custos de energia, pois estes dependem do país em que a estação de dessalinização está instalada. Neste caso a semelhança constatada reflecte isso mesmo.

A tecnologia de MSF é recorrente em países de regiões áridas e contabiliza 90% da água dessalinizada produzida, pois a energia requerida para o processo é obtida a custos baixos, devido à disponibilidade de combustível (Lattemann e Höpner, 2008).

As unidades de MSF, podem ser utilizadas por longos períodos e necessitam de pouca manutenção. O facto de serem unidades que podem ser totalmente automatizadas, diminui os custos de exploração, muito embora o dispêndio energético seja bastante elevado, pois estas unidades requerem grandes quantidades de energia para a produção de calor.

Em suma, é nos países "onde a energia é mais barata ou onde os recursos naturais, como a energia solar, estão disponíveis a custos baixos, que os processos térmicos são normalmente mais vantajosos. Pelo contrário, em países onde a energia é cara, a osmose inversa ganha vantagem, porque o custo da energia é francamente superior ao da substituição das membranas" (Levy, 2008).

Os custos de exploração das unidades de dessalinização térmica são economicamente viáveis quando inseridas em infra-estruturas duais, onde a produção de energia eléctrica e a dessalinização se encontram associadas (Levy, 2008; Paiva, 2008).

- **CAPACIDADE DA ESTAÇÃO**

O custo de produção de água dessalinizada está fortemente associado à capacidade da estação. A **Figura 6.1** mostra a forma como estes dois factores se relacionam.
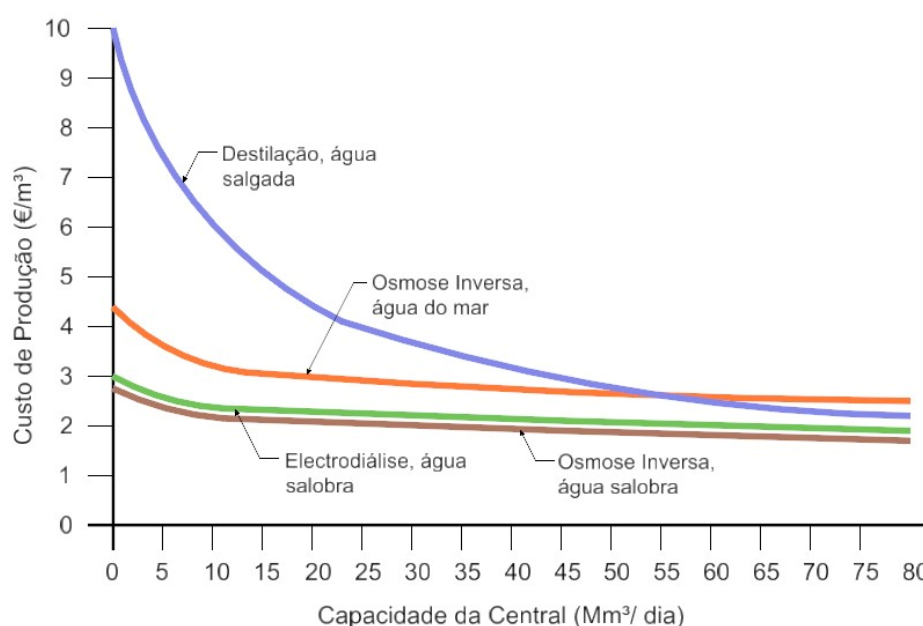
Figura 6.1 – Custo de produção de água de acordo com a capacidade da central de dessalinização (adaptado de Levy, 2008).

Observa-se que para unidades de dessalinização de maiores dimensões, ou seja em que a capacidade de produção diária aumenta, o custo associado desce, concluindo-se que o custo de produção por m^3 de água dessalinizada é maior, até determinado ponto, quanto menor for a capacidade da unidade de dessalinização.

A **Figura 6.1** mostra uma relação entre o custo de dessalinização face à capacidade de produção diária. O custo de produção é elevado para pequenas unidades (por exemplo, <5,0 MGD), no entanto a maior quebra nos custos regista-se na transição de pequenas para médias unidades (por exemplo, 10-20 MGD). À medida que passamos para unidades com grande capacidade (por exemplo, > 25 MGD) o custo reduz em cerca de 30%, enquanto que uma duplicação 25-50 MGD pode reduzir o custo em apenas cerca de 10% (Cooley *et al*., 2006).

Quadro 6.2 – Custo de produção de água (salobra e salgada) de acordo com a capacidade da estação (adaptado de Bernat *et al.,* 2010).

Tipo de Água de Origem	Capacidade de Produção (m^3/dia)	Custo (€/m^3)
Salobra	‹ 1.000	0,63 – 1,06
	5.000 – 60.000	0,21 – 4,43
Salgada	‹ 1.000	1,78 – 9,00
	1.000 – 5.000	0,56 – 3,15
	12.000 – 60.000	0,35 – 1,30
	› 60.000	0,40 – 0,80

Através do **Quadro 6.2** verifica-se que o custo associado a unidades com maior capacidade de produção, é mais reduzido. Em unidades com capacidades de produção reduzidas (1.000m^3/dia) o custo oscila entre 0,63€/m^3 e 9,00€/m^3.

- **QUALIDADE DA ÁGUA E TIPO DE CAPTAÇÃO**

Segundo Zhou e Tol (2004), entre 1957 a 2001, em 2.514 estações de dessalinização que utilizam o processo de OI com uma capacidade total de 12,7milhões de m^3/dia foi possível avaliar os custos unitários de capacidade de produção diária para águas de qualidade distintas, de acordo com a sua origem. Em geral, foi possível verificar que os custos unitários da água do mar são os mais elevados, seguido da água residual, da água salobra e por fim da água pura.

A análise da **Figura 6.1** evidencia também que os custos de produção diários, para duas tecnologias distintas, é superior para o tipo de água, neste caso água salgada, com concentração de sais superior e para ambas as tecnologias, o que faz aumentar os custos associados.

Segundo Bernat *et al. (*2010), o custo de dessalinização da água do mar é cerca de 3 a 5 vezes superior ao custo da dessalinização de água salobra. De acordo com o **Quadro 6.2**, que indica os custos de dessalinização de acordo com a natureza da água de alimentação, pode constatar-se que a dessalinização de água salobra é mais económica, com custos entre 0,21 a 0,43€/m^3, em grande escala (unidades de dessalinização de grande capacidade), face à dessalinização de água salgada, onde os custos rondam entre 0,40 a 0,80 €/m^3, também em grande escala.

Segundo Younos (2005b), uma baixa concentração de SDT na água de origem requer menos energia de tratamento, quando comparada com uma água de origem com uma grande concentração de SDT. O nível baixo de SDT permite maiores taxas de conversão, podendo operar com menor dosagem de produtos químicos anti-incrustantes. Também o pré-tratamento das águas de superfície, como a água do mar, sairá mais caro em comparação com água subterrânea salobra, devido à possível existência de mais contaminantes nestas águas.

De acordo com Levy (2008), a forma como é efectuada a captação influencia não só a qualidade da água mas também, consequentemente, o custo de tratamento final. Investir numa captação cara, pode tornar-se mais vantajoso, pois ao permitir uma qualidade de água superior reduz os custos na unidade de dessalinização.

No caso das estruturas de captação de águas superficiais, o custo pode variar entre 10 a 20% do custo total de construção da estação de dessalinização (WHO, 2007). Para além dos incovenientes já referidos em termos da qualidade de água associados a este tipo de estruturas. Idealmente uma estrutura enterrada no fundo do mar reduziria a necessidade de pré-tratamento da água, o que reduziria os custos associados.

Também de acordo com WHO (2007), uma boa estrutura de captação de água protege os equipamentos a jusante, reduz os impactes ambientais criados no ambiente aquático e contribui para a performance do sistema. Reduz, simultaneamente, os custos iniciais para a fase de pré-tratamento e reflectiar-se-á nos custos de operação da unidade de dessalinização.

- **CUSTO DA ENERGIA**

O custo da energia é o factor que representa maior preponderância no custo da exploração. O consumo de energia e a sua disponibilidade são dos elementos mais importantes e, muitas

vezes determinantes, na escolha do método de dessalinização. A energia determina que a maioria das unidades de MSF operem em países produtores de petróleo, enquanto as unidades de OI são mais comuns em regiões onde se regista uma quebra nas reservas de água doce mas existe uma boa fonte de água do mar disponível (Lattemann e Höpner, 2008).

Quadro 6.3 – Energia Requerida para o processo de MSF, água salgada, e OI, água salgada e água salobra (adaptado de Mezher *et al.,* 2011).

	MSF	OI
Energia Requerida (kWh/m³)	Eléctrica (com ou sem co-geração): 3,5–5,0kWh/m³ Térmica: 69,44–83,33kWh/m³ Térmica em co-geração 44,44–47,22kWh/m³	Água Salgada: 4–8kWh/m³ Água Salobra: 2–3kWh/m³

Quadro 6.4 – Custo de produção de água de acordo com o tipo de sistema de abastecimento de energia (adaptado de Bernat *et al*., 2010).

Tipo de Água de Origem	Tipo de Energia	Custo (€/m³)
Salobra	Convencional	0,21 – 1,06
	Fotovoltaica	4,50 – 10,32
	Geotérmica	2,00
Salgada	Convencional	0,35 – 2,70
	Eólica	1,00 – 5,00
	Fotovoltaica	3,14 – 9,00
	Solar	3,50 – 8,00

A electricidade, o gás e o petróleo representam as fontes convencionais de energia para as unidades de dessalinização, no entanto os impactes ambientais, reconhecidos pelo recurso a este tipo de energias, são cada vez menos desejáveis. A procura por energias mais limpas e renováveis está na ordem do dia, representando uma alternativa segura e viável até em regiões mais remotas, onde o acesso às fontes convencionais é dificultado. Existem já unidades bem sucedidas, instaladas um pouco por todo o mundo, que utilizam a energia eólica, solar ou geotérmica para a produção de água doce (Bernat *et al.,* 2010).

O **Quadro 6.4** compara os custos de dessalinização de acordo com a fonte de energia utilizada. O custo de dessalinização que recorre a uma fonte de energia convencional situa-se entre 0,21 e 2,70 €/m^3, dependendo se a água é salobra ou salgada, já o custo de dessalinização através das outras fontes pode ascender até aos 10,32€/m^3, dependendo, do tipo de água de alimentação e do tipo de energia renovável utilizada.

É evidente que o custo das energias renováveis é, ainda, muito superior ao custo das fontes convencionais, no entanto, este aspecto é contrabalançado pela redução de impactes ambientais negativos que representam, em comparação com as fontes convencionais. É, contudo, notório que a aplicação de energias renováveis está em constante expansão. Este facto é determinante, e representa uma perspectiva evolutiva das tecnologias associadas, o que permitirá uma crescente redução de custos. Num futuro próximo as energias renováveis poderão tornar-se numa alternativa competitiva face aos preços dos combustíveis cada vez mais elevados.

- **OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO / FINANCIAMENTO E AMORTIZAÇÃO**

Os custos inerentes à implementação de uma estação de dessalinização podem ser divididos em custos de construção (capital inicial de investimento) e custos de exploração. O custo total é a soma destes custos parcelares, sem esquecer a taxa de amortização, comum a ambos, que é efectuada ao longo de vários anos. Para a IDA (2002) os custos totais são divididos em custos de capital, que representam 40% para juros e amortização do investimento e custos de funcionamento, que representam 60% (Younos, 2005b).

Os custos de construção incluem os custos relacionados com equipamentos, a construção de infra-estruturas, e os custos legais, administrativos e financeiros.

Os custos de exploração englobam os custos relacionados com a operação e manutenção da estação. Neste caso, as variáveis, incluem o custo de mão de obra, energia, produtos químicos e manutenção, algumas destas estão directamente relacionadas com os factores acima descritos.
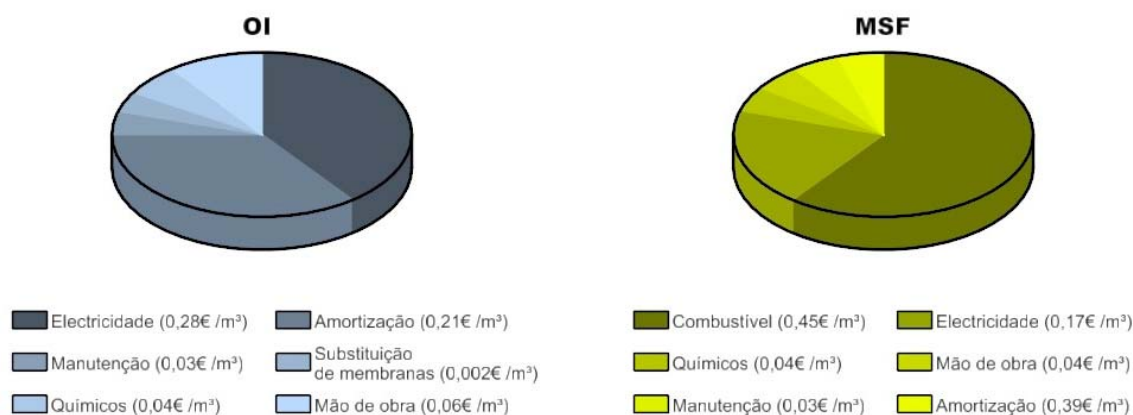
Figura 6.2 – Comparação de custos de produção de água para as tecnologias de MSF e OI (água salgada) (adaptado de Bernat, *et al.*,(2010).

Constata-se que o consumo de energia representa a maior parcela de custos e que, segundo a **Figura 6.2**, equivale a 55,2% para o processo por MSF (incluindo consumo de combustível e eletricidade) e para 42,6% para a OI.

A frequência de substitução das membranas representa o custo de manutenção mais importante, no caso das unidades de OI. Esta substituição é afectada, sobretudo pela qualidade da água de origem e o nível de salinidade. Para a água salobra, a taxa de substituição é de cerca de 5% ao ano. Para a água do mar, a substituição pode chegar a representar 20% (Younos, 2005b). Genericamente, de acordo com Younos (2005b) o custo de manutenção e de peças de substituição é geralmente inferior a 2% do custo total numa base anual.

A contribuição para o custo total da substituição das membranas, no caso da OI, é de 4,7%, verificando-se uma diminuição, ao longo dos anos, devido aos avanços nesta área (Bernat *et al.,* 2010).

Outras parcelas que contribuem para o custo total, são a mão de obra e a utilização de produtos químicos, que equivalem, respectivamente, a 9,3% e 6,5% no caso da OI. Estes valores apresentam um carácter muito mais significativo do que comparados com o valor de 3,5% para cada parcela no caso da tecnologia de MSF.

As amortizações representam claramente uma parcela significativa do custo total (aproximadamente 1/3 do custo total, tanto para MSF, como para OI).

- **DEPOSIÇÃO DO CONCENTRADO**

Dentro dos factores ambientais que contribuem para o custo de uma unidade de dessalinização os mais relevantes são os que se prendem com os custos associados à deposição do concentrado, pois assumem um custo directamente relacionado com o custo de produção de água da unidade de dessalinização. Das opções existentes para a deposição do concentrado é possível observar pelo **Quadro 6.5,** a sua utilização global e na **Figura 6.3,** é possível verificar o modo como os custos e a produção de concentrado interagem entre si.

Quadro 6.5 – Distriuição de utilização das diferentes técnicas de deposição de concentrado (WHO, 2007).

Método de Deposição do Concentrado	Frequência de Utilização (% de unidades de dessalinização)
Descarga de Águas Superficiais	45
Descarga em Esgoto - ETAR	42
Injecção em Poços Profundos	9
Lagoas de Evaporação	2
Irrigação por Spray	2
Técnica ZLD ("Zero Liquid Discharge")	0
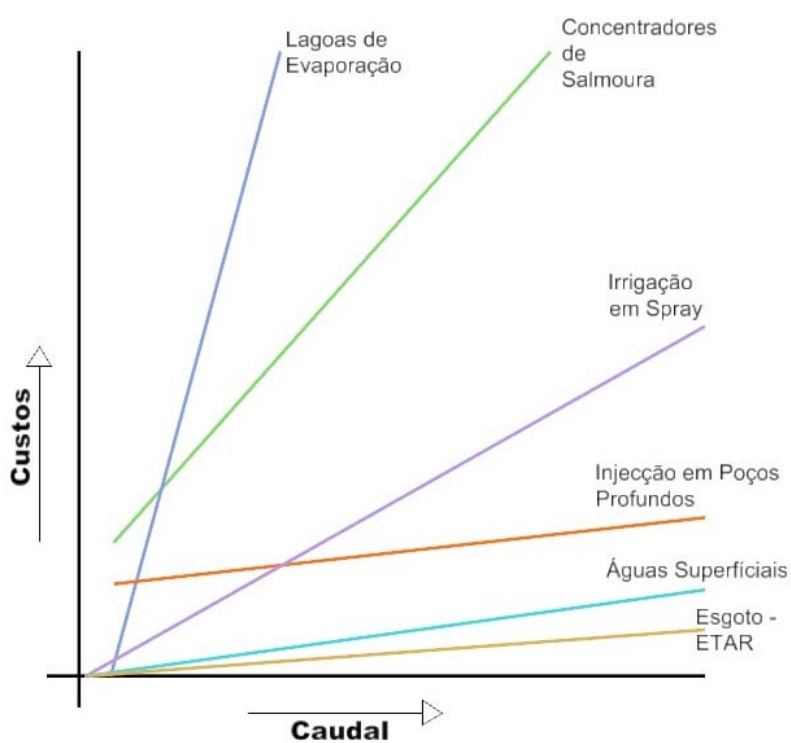
Figura 6.3 – Evolução dos custos associados a diferentes técnicas de deposição de concentrado (Mickley, 2001).

Quadro 6.6 – Comparação de custos entre as diferentes formas de deposição de concentrado (adaptado de Bernat *et al.,(*2010).

Opções e Referência	Custos Indicativos (€/m^3)	Factores Críticos
Opções de Deposição do Concentrado		
Águas Superficiais	0,023 -0,23	Construção de estruturas de saída, tubagem e bombagem.
Esgoto/ETAR	0,23 – 0,50	Taxa de deposição, salinidade, capacidade do esgoto, limites permitidos.
Injecção em Poços Profundos	0,25 – 2,00	Diâmetro e profundidade das tubagens; taxa de injecção e custos químicos.
Lagoas de Evaporação	0,89 – 7,60	Volumes necessários; concentração de sais; Taxa de evaporação; taxa de deposição; custos de protecção das lagoas.
Técnica ZLD - "Zero Liquid Discharge"	0,50 – 20,00	Taxa de deposição; custos de energia; salinidade.
Referência		
Substituição de Membranas	0,006 – 0,038	
Químicos	0,006 – 0,038	

É possível verificar que a técnica economicamente menos vantajosa é a ZLD. Esta técnica, apesar dos seus inúmeros benefícios em termos ambientais, o custo associado é ainda bastante elevado devido à energia requerida para o processo, para além disso é acrescido o custo do transporte do sólido para o aterro.

A situação mais vantajosa economicamente é a deposição do concentrado em águas superficiais, pois para esta opção, o investimento associado é significativamente menor, para além de custos de operação reduzidos, o que torna esta técnica de deposição como preferencial no que respeita aos custos envolvidos.

6.2 EVOLUÇÃO DOS CUSTOS ASSOCIADOS À DESSALINIZAÇÃO

A dessalinização é considerada por muitos como dispendiosa, no entanto, a dessalinização tem vindo a expandir-se rapidamente nas décadas mais recentes, face aos custos associados cada vez mais competitivos quando comparados com os sistemas comuns de tratamento e distribuição de água (GWI, 2006).
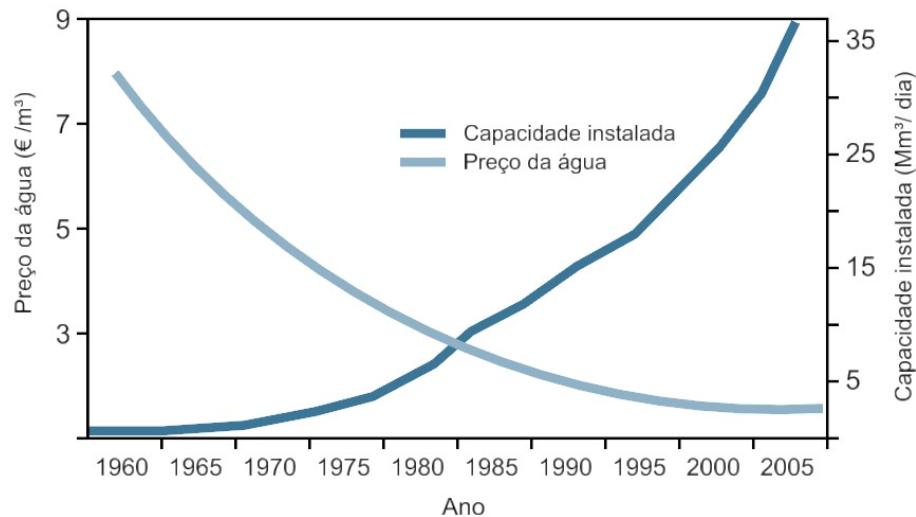
Figura 6.4 – Preço da água dessalinizada vs. capacidade instalada de produção (adaptado de Cooley, *et al.,* 2006).

Verifica-se, pela leitura da **Figura 6.4** que existe uma redução de custos significativa ao longo do tempo, à medida que a capacidade de produção instalada aumentou, também o custo deste recurso foi sendo cada vez menor.

Segundo Zhou e Tol (2004), num estudo que considerou 442 estações de dessalinização a utilizar processos de MSF em todo o mundo, entre 1957 a 2001, com uma capacidade total de 12,6 milhões de m^3/dia, concluiu-se que o custo unitário associado foi reduzido substancialmente desde o estágio inicial da tecnologia de MSF. O custo unitário médio inicial era de 9,0 US$/$m^3$ em 1960 para cerca de 1,0 US$/$m^3$ em 2001. A taxa de redução média anual dos custos unitários era de cerca de 5,3% nos últimos 40 anos. Ainda, de acordo com Zhou e Tol (2004), os custos associados à OI, em 2001, rondavam 0,6 US$/$m^3$ para a dessalinização de água salobra.

Para Bernat*, et al. (*2010), a redução de custos total acentuada deve-se à redução de custos em três áreas principais: energia, capital/financiamento e operação e manutenção. Neste sentido, a redução do preço da água dessalinizada, deve-se sobretudo a:

- Evoluções tecnológicas;
- Aumento da capacidade das unidades:
- Menores taxas de juros e custos de energia.
- Alterações na gestão de desempenho das unidades.
- Mercado competitivo de fornecedores de equipamentos em todo o mundo.

Já de acordo com Fritzmann *et al.*, ; Reddy e Ghaffour (2007 como citado por Bernat, *et al.,* 2010) existem melhorias específicas para cada tipo de processo envolvido que têm contribuído para a redução de custos.
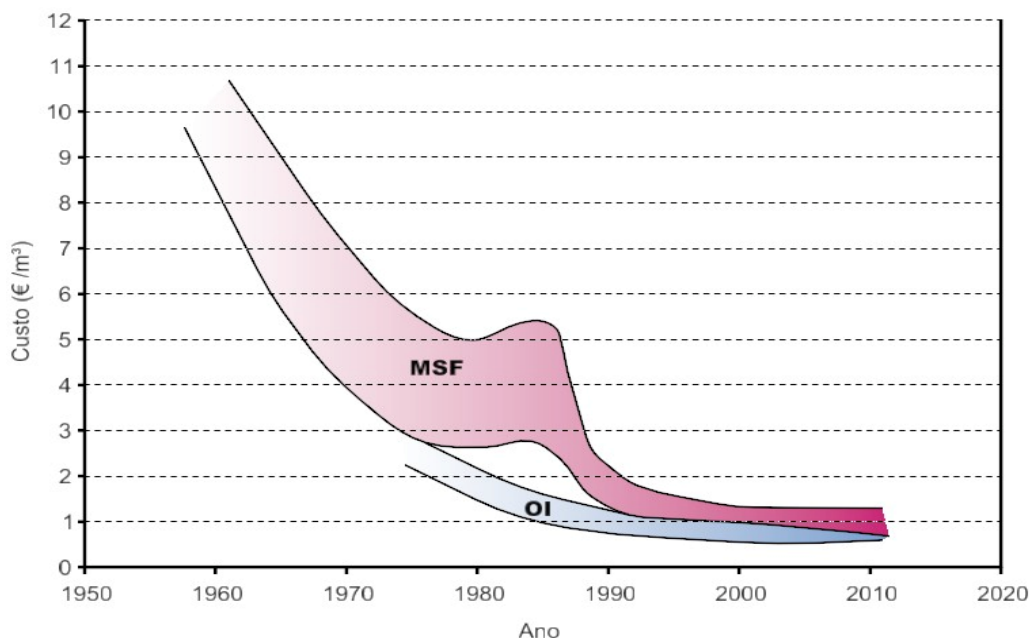
Figura 6.5 – Evolução dos custos de água dessalinizada ao longo dos anos (adaptado de Amy *et al.,* 2013).

De acordo com Amy *et al. (*2013), e como se pode observar pela **Figura 6.5** embora a dessalinização seja um processo que envolve custos elevados em comparação com o tratamento convencional de água doce, é possível verificar que os custos associados a esta tecnologia têm vindo a cair substancialmente à medida que os custos de desenvolvimento de novas fontes de água potável de abastecimento estão a aumentar ou deixam até de ser viáveis.

No caso da MSF, a optimização do processo (no que diz respeito a equipamentos e configurações), a eficiência termodinâmica, o uso de materiais mais recentes, com melhores propriedades de transferência de calor, e o desenvolvimento de novas técnicas de construção foram fundamentais para a redução dos custos destas unidades.

No caso da OI o custo das membranas tem decrescido significativamente nas últimas décadas. Para a tecnologia de OI as melhorias tecnológicas ao nível das membranas (com maior superfície por unidade de volume, factores maiores de rejeição de sal e fluxos, e vida útil prolongada), a optimização da fase de pré-tratamento e o uso de dispositivos de recuperação de energia são os que mais se destacam.

Para além disso, ao passo que os desenvolvimentos tecnológicos provocam uma redução no custo do equipamento, os custos globais das unidades diminuem. Esta tendência tem vindo a tornar a dessalinização, que antes era considerada como uma alternativa cara para o fornecimento de água potável, numa solução viável e economicamente competitiva com outras opções para o abastecimento de água (Amy *et al.,* 2013).

Mais especificamente no que respeita à OI alguns desenvolvimentos recentes, tais como o aumento da capacidade da unidade, as melhorias na concepção do processo e de materiais, bem como a utilização de sistemas híbridos, sistemas de dessalinização associadas a unidades geradoras de energia têm contribuído para a redução de custos, bem como para a redução no consumo de energia (Amy *et al.,* 2013). Da mesma forma, os avanços tecnológicos na área das membranas e integração de sistemas, também diminuiu o custo da água dessalinizada de origem salobra para metade nas últimas duas décadas. Em alguns sistemas, a quantidade de energia necessária para produzir $1m^3$ de água fresca diminuiu mais de 64%. No entanto, no caso da água salobra, o custo é mais dificil de estimar devido à qualidade da água e mudanças na quantidade disponível de água na origem. Mas, o custo da água salobra é sempre inferior, no caso da OI, principalmente devido à menor salinidade da água de alimentação o que exige menor pressão aplicada, permite uma maior recuperação e provoca um menor consumo de energia por unidade de volume de água produzido e um custo substancialmente mais baixo de investimento.

No **Quadro 6.7** e, segundo dados da GWI em 2004, mostram-se as perspectivas para o mercado mundial da dessalinização, para os próximos dez anos (2014), para as três principais tecnologias.

Quadro 6.7 – Perspectivas para o mercado mundial da dessalinização até 2014 (adaptado de Levy, 2008).

Região	Custo de Investimento (M€)			Custo de Operação (M€)
	Processos de Membranas	Processos Térmicos	Total	
América	2.811	69	2.880	647
Ásia	1.625	77	1.705	331
Mediterrâneo	4.713	2.148	6.861	1.363
Golfo e Mar Vermelho	3.889	7.531	11.420	2.626
Total	13.038	9.825	22.866	4.967

No entanto, de acordo com Amy *et al. (*2013), os custos de dessalinização são decrescentes para todas as tecnologias, em particular na última década, com a maior redução de custos a ocorrer na tecnologia de OI. A redução do custo do tratamento OI foi favorecida pela taxa de crescimento, capacidade de estação, a competição com outras tecnologias, e as grandes melhorias em sistemas de osmose inversa (melhores processos, membranas e materiais, e menor consumo de energia), assim como a simplicidade e flexibilidade de propostas em

projectos recentes. No entanto, os autores acreditam que os custos de dessalinização não vão continuar a diminuir ao mesmo ritmo no futuro próximo, apesar das melhorias contínuas nas tecnologias existentes. Os custos dos equipamentos, matérias-primas e energia estão também a subir rapidamente e isso irá representar um consequente impacte no capital de investimento de uma unidade bem como nos custos operacionais inerentes à mesma. As directrizes ambientais são cada vez mais rigorosas, o que pode incrementar ainda mais os custos associados. Apesar de tudo, os custos deverão ser cada vez mais aproximados

7 CASOS DE ESTUDO

De acordo com o **Quadro 7.1**, é possível verificar os custos relativos a recentes instalações de dessalinização que utilizam diferentes tecnologias e que estão implementadas um pouco por todo o mundo. É possível observar os custos com diferenças significativas no preço total, mesmo para capacidades de produção de água semelhantes. De acordo com Amy *et al. (*2013), nas situações apresentadas, as quais se referem a diferentes projectos, o preço da água varia, e os valores mais elevados podem dever-se às condições específicas que cada situação exige, como a necessidade de instalar sistemas de pré-tratamento ou apertadas regulamentações ambientais que se reflectem no aumento dos custos de construção.

Quadro 7.1 – Custos de água dessalinizada em estações de dessalinização recentes (adaptado de Amy *et al.,* 2013).

Local	Inicio	Capacidade de Produção (m^3/d)	Custo de Capital (€)	Custo Final da Água Produzida (€/m^3)
Fujairah, Emirados Árabes Unidos - MED e OI	2011	460.000/136.000	474M/146M	
Adelaide, Austrália - OI	2011	273.000	1,38B	-
Sydney, Austrália - OI	2010	250.000	718M	
Hadera, Israel - OI	2010	347.900	327M	0,485
Shuaiba, Kuwait - MSF	2010	880.000 900MW	1,85B	0,732
Barka, Omã - OI	2009	123.500	616M	-
Skikda, Argélia - OI	2008	100.000	84,7M	0,562
Ras Laffan, Qatar - MSF	2008	272.500 1.025MW	693M	0,616
Oxnard, EUA, água salobra (salinidade=1,38 g/l) - OI	2008	28.400	19,25M	0,239
Alicante, Espanha - OI	2008	65.000	68,50M	-
Hamma, Argélia - OI	2008	200.000	192,50M	0,631
El Paso, EUA, água salobra (2,55 g/L) - OI	2007	55.670	67M	0,316
Perth, Austrália - OI	2007	143.700	267M	0,924
Palmachim, Israel - OI	2007	110.000	84,70M	0,601

7.1 ARÁBIA SAUDITA

A Arábia Saudita é o país onde a produção de água através de processos de dessalinização é maior no mundo, com 17% da produção mundial de água dessalinizada. Com uma população crescente, de acordo com Amy *et al. (*2013), a Arábia Saudita necessita de adicionar à sua capacidade de produção mais de 6 milhões de m^3/dia para os próximos 20 anos. As técnicas MSF e OI são os dois principais processos utilizados, sendo que a técnica MSF conta com cerca de 64,2% da capacidade total instalada de dessalinização na Arábia Saudita. Em Al-

Jubail, a Arábia Saudita conta com a maior unidade de dessalinização do mundo que produz cerca de 2 milhões de m^3/dia de água dessalinizada (Mezher, et al., 2011; El-Ghonemy, 2012).

Quadro 7.2 – Estações de dessalinização na Arábia Saudita, processo, capacidade de produção e consumo eléctrico (adaptado de El-Ghonemy, 2012).

Localização	Tipo de Processo	Capacidade de Produção (m^3/dia)	Consumo Eléctrico (MW)	Nº Unidades
Costa Oeste				
Jeddah (Fase 2)	MSF	37.916	71	4
Jeddah (Fase 3)	MSF	75.987	200	4
Jeddah (Fase 4)	MSF	190.555	500	10
Jeddah (Fase 1)	OI	48.848	–	10
Jeddah (Fase 2)	OI	48.848	–	10
Yanbu (Fase 1)	MSF	94.625	250	5
Yanbu (Fase 2)	MSF	120.096	35	4
Yanbu (OI)	OI	105.904	–	15
Shoaiba (Fase 1)	MSF	191.78	157	10
Shoaiba (Fase 2)	FSF	390.909	340	10
Shuqaiq (Fase 1)	MSF	83. 432	62	4
Hagl (Fase 2)	OI	3.784		2
Duba (Fase 3)	OI	3.784		2
Alwajh (Fase 2)	MSF	473		1
Alwajh (*T. Fase 1)	MED	825		2
Alwajh (T. Fase 2)	MED	1.032		4
Alwajh (T. Fase 3)	MSF	473		1
Alwajh (Fase 3)	MED	9.000		-
Umm lujj (Fase 2)	OI	3.784		1
Umm lujj (Fase 3)	MED	9.000		-
Rabigh (Fase 1)	MSF	1.204		2
Rabigh (T. Fase 1)	MSF	774		1
Rabigh (T. Fase 1)	MED	18.000		-
Al aziz (Fase 1)	MED	3.870		3
Al Birk (Fase 1)	OI	1.952		1
Farasan (T. Fase 1)	MSF	430		1
Farasan (T. Fase 1)	MED	1.075		5
Al-Qunfida (Fase 1)	MED	9.000		–
Total		1.458.360	1.615	112
Costa Este				
Jubail (Fase 1)	MSF	118.447	238	6
Jubail (Fase 2)	MSF	815.185	762	40
Jubail	OI	78.182	–	15
Al-Khobar (Fase 2)	MSF	191.780	500	10
Al-Khobar (Fase 3)	MSF	240.800	311	8
Khafji (Fase 2)	MSF	19.682	–	2
Total		1.464.076	1.811	81

*T. – Transferência

Quadro 7.3 – Estações de dessalinização na Arábia Saudita que pertencem à Empresa Marafiq Processo, Capacidade de Produção e Consumo Eléctrico (adaptado de El-Ghonemy, 2012).

Estação de Dessalinização	Tipo de Processo	Capacidade de Produção (m^3/dia)	Consumo Eléctrico (MW)
Jubail 1	MSF	16.000	2.500
Jubail 2	MSF	32.000	
Jubail	MED	800.000	
Yanbu 1	MSF	27.300	
Yanbu 2	MSF	54.510	
Yanbu 3	MSF	27.400	
Yanbu	OI	50.400	

7.2 ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA

Os EUA são o segundo país do mundo com maior capacidade de dessalinização de água. O recurso à água salobra e água do rio são as principais fontes do processo de dessalinização, sendo que os níveis de salinidade são baixos o que significa que o consumo de energia e de custo da água dessalinizada acaba por ser baixo também. Enquanto grande parte da actividade de dessalinização nos EUA está concentrada no sul e nos estados a oeste, na última década tem surgido a dessalinização também a nordeste (Mezher *et al.;* Riha e Vedachalam, 2011, 2012).

A OI é o método de dessalinização mais utilizado nos EUA (Riha e Vedachalam, 2012).

Quadro 7.4 – Comparação entre 4 estações de dessalinização nos EUA (adaptado de Riha e Vedachalam, 2012).

Parâmetros	Cape May	Brockton	Swansea	Rockland County
Capacidade de Produção (m^3/dia)	7.570	18.927	8.320	28.390
Ano de Construção	1998	2008	2011	2015
Custo Capital aquando da Construção (M€)	3,9	42,4	13,9	107–146
Origem da Água	Aquífero de Atlantic City	Rio Taunton	Rio Palmer	Rio Hudson
SDT na água de origem (mg/l)	1,9000	20.000	14.000–21.000	3,2000
Custo Marginal de Produção de água (€/m^3)	0,27	0,25	0,69	0,42
Custo da Água (€/m^3)	1,475 – 1,678	1,017	1,017	–

7.3 EMIRADOS ÁRABES UNIDOS

Os Emirados Árabes Unidos contam com cerca de 14% da capacidade global de água dessalinizada e encontram-se em terceiro lugar no que respeita aos países com maior capacidade de dessalinização de água. A tecnologia de MSF é o principal processo nos Emirados Árabes Unidos onde cerca de 63% da água dessalinizada total provém desta tecnologia (Mezher *et al.,* 2011).

Quadro 7.5 – Principais regiões responsáveis pela dessalinização nos Emirados Árabes Unidos (adaptado de Mezher *et al.,* 2011).

Abu Dhabi			Dubai		
Estação	**Tecnologia**	**Capacidade (m^3/d)**	**Estação**	**Tecnologia**	**Capacidade (m^3/d)**
Shuweihat	MSF	378.541	Jebel Ali L1	MSF	317.800
Taweelah B extension	MSF	370.970	Jebel Ali G	MSF	272.52
Taweelah A1	Híbrida (MED + MSF)	317.975	Jebel Ali L2	MSF	250.000
Taweelah B	MSF	283.906	Jebel Ali	MSF	121.134
UAN west B	MSF	264.979	Jebel Ali M	MSF	477.330
UAN, Oeste	MSF	208.198	Jebel Ali K2	MSF	182.000
Taweelah	MSF	189.271	Jebel Ali K1	MSF	125.000

Abu Dhabi é a maior produtora de água dessalinizada nos Emirados Árabes Unidos. Como o resto dos Emirados Árabes Unidos e restante Médio Oriente, as estações de co-geração de energia associadas à tecnologia de MSF formam a maioria das estações de dessalinização em Abu Dhabi (Mezher *et al.,* 2011).

7.4 ESPANHA

As primeiras unidades de dessalinização foram construídas na década de 1960, principalmente nas Ilhas Canárias (Oceano Atlântico), onde a dessalinização era a única alternativa razoável para fornecer água para a população local. A primeira unidade de dessalinização iniciou a produção em 1964, na ilha de Lanzarote, usando a tecnologia MSF. Na década de 80, o número de unidades de dessalinização continuou a crescer, e nos anos 90 este crescimento foi rapidamente acelerado devido à iniciativa das autoridades locais. Presentemente a quantidade de água do mar dessalinizada tem vindo a aumentar em Espanha, especialmente nas áreas costeiras do Mediterrâneo (Guardiola e Garcia-Rubio; Palomar e Losada; 2010, 2012).

No ano de 2000, a capacidade de produção de água dessalinizada na Espanha atingiu cerca de 1,2Mm^3/dia e o número de unidades de dessalinização era de 750. Em 2005, atingiu-se 1,5Mm^3/dia e havia cerca de 950 estações. A expectativa de crescimento em 2009 para o ano de 2010 era que a produção de água dessalinizada atingisse 2,8Mm^3/dia, tornando a Espanha

o quarto país no mundo em capacidade de produção de água dessalinizada (Palomar e Losada, 2010)

Quadro 7.6 – Situação da dessalinização em Espanha em Junho de 2009 (Guardiola e Garcia-Rubio; Palomar e Losada; 2010, 2012).

Região	Província	Estação de Dessalinização	Capacidade (m³/d)	Situação
Catalunha	Girona	La Tordera (ampliação)	40.000	Projecto Aprovado
	Barcelona	Barcelona	240.000	Em Construção
Baleares	Baleares	4 Estações	68.000	Em Construção
Comunidade de Valencia	Alicante	Alicante (ampliação)	24.000	Em Operação desde 2004
		Antonio León Martínez Campos	96.000	Em Operação desde 2004
		San Pedro del Pinatar II	200.000	Em Operação desde 2004
		Alicante II	96.000	Em Operação desde 2004
		Torrevieja	320.000	Em Construção
		Mojón (ampliação)	16.000	Projecto Aprovado
		Denia	36.000	Projecto Aprovado
		Marina Baja, Campello	72.000	Em Construção
		Vega Baja	160.000	Consulta Pública
	Castellón	Oropesa	72.000	Em Construção
		Moncófar	60.000	Projecto Aprovado
	Valencia	Sagunto	32.000	Em Construção
Murcia	Murcia	Valdelentisco	200.000	Em Operação desde 2004
		Aguilas-Guadalentin	280.000	Em Construção
Andaluzia	Almería	Carboneras I	168.000	Em Operação desde 2004
		Nijar	80.000	Em Construção
		Bajo Almanzora	80.000	Em Construção
		Campo de Dalías	120.000	Em Construção
		Adra	20.000	Consulta Pública
	Málaga	Marbella	80.000	Em Operação desde 2004
		El Atabal	240.000	Em Operação desde 2004
		Costa del Sol Occidental	80.000	Projecto Aprovado
Ilhas Canárias	Canarias	Canarias I	36.000	Em Construção
		Canarias II	40.000	Projecto Aprovado
Ceuta	Ceuta	Ceuta I	30.000	Em Operação desde 2004

7.5 CABO VERDE

Também em regiões onde a escassez de água é iminente e os recursos económicos são reduzidos podemos encontrar na dessalinização uma forma comum de obtenção de água potável, como é o caso de Cabo Verde.

Em Cabo Verde "a política actual consiste na produção de água dessalinizada para o abastecimento público de modo a libertar, de forma crescente, a água subterrânea para actividades agrícolas" (Carvalho *et al.,* 2010). Nos principais centros urbanos de Cabo Verde (Praia, Mindelo, Sal e Boa Vista) a empresa Electra, é a concessionária responsável pela produção e distribuição de água potável. Para além disso, existem ainda, mais três produtores independentes de água dessalinizada, as Águas de Ponta Preta (APP), Águas e Energia da Boavista (AEB) e Águas do Porto Novo, sendo as duas últimas resultantes de parcerias público-privadas (Carvalho *et al.,* 2010).

A capacidade instalada para produção de água dessalinizada, em 2009, era cerca de 27.000m^3/dia. Esta capacidade é manifestamente inferior às necessidades actuais, pelo que a água subterrânea continua a ter um papel fundamental no abastecimento da população. De acordo com os dados de INGRH, o volume global de água subterrânea explorada, em 2008, foi cerca de 99.409m^3/dia, sendo parte destinada ao abastecimento público (Carvalho *et al.,* 2010).

Em 2011 a empresa Electra dispunha de 3 centrais de produção de água dessalinizada e explorava 6 furos de captação de água subterrânea. A dessalinização da água do mar constituía 88% da capacidade de produção (ELECTRA, 2011).

No **Quadro 7.7** mostra-se, de acordo com dados da empresa Electra, a produção de água para consumo humano no ano 2011.

Quadro 7.7 – Capacidade de Produção de Água para Consumo Humano na Região de Cabo Verde (ELECTRA, 2011).

CAPACIDADE DE PRODUÇÃO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO (m^3/d)						
Ilha /Unidade de Produção	**Dessalinização**				**Água Subterrânea Garantida (m^3/d)**	**Total**
	Processo	**Designação**	**Capacidade Nominal (m^3/d)**	**Capacidade Garantida (m^3/d)**		
S.Vicente	OI	RO1-1000	1.000	1.000		1.000
	OI	RO2-1000	1.000	1.000		1.000
	OI	RO3-1000	1.000	1.000		1.000
	OI	RO4-1200	1.200	1.200		1.200
	OI	RO5-1200	1.200	1.200		1.200
Total			5.400	5.400		5.400
Sal	OI	RO1-500	1.000	1.000		1.000
	OI	RO2-500	1.000	1.000		1.000
Total			2.000	2.000		2.000
Santiago (Praia)	OI	RO1-5000	5.000	5.000		5.000
	OI	RO2-1200	1.200	1.200		1.200
	OI	RO3-1200	1.200	1.200		1.200
	Galerias				0	0
	Furos				2.080	2.080
Total			7.400	7.400	2.080	9.480
Total ELECTRA			14.800	14.800	2.080	16.880

8 ANÁLISE SWOT – RESULTADOS

Quadro 8.1 – Análise SWOT referente à dessalinização enquanto técnica de abastecimento de água.

PONTOS FORTES	PONTOS FRACOS	OPORTUNIDADES	AMEAÇAS
Suprir a escassez de água em regiões onde o custo de água doce é elevado	Consumo Elevado de Energia	Suporte à indústria e Desenvolvimento económico	Induz a sensação de grande disponibilidade de água o que pode levar a um aumento desregulado no consumo.
Dessalinização existe já em mais de 100 países	Custos de Investimento Iniciais Elevados	Crescente Expansão da Dessalinização; Criação de mais emprego e novas oportunidades	Dificuldade de aceitação Social
Custo cada vez mais acessível e competitivo em comparação a outra técnica de abastecimento de água		Acessível a países com fracos recursos financeiros	
Água de grande qualidade	Falta de conhecimento do público face a esta técnica		
Custos de manutenção e operação a decrescer	Impactes Ambientais provocados pelas descargas; Poluição atmosférica	Maior consciencialização dos impactes provocados e implementação de medidas de mitigação	
97% da água do planeta é salgada e é a principal fonte da dessalinização	Necessidade de investimento em infra-estruturas de captação de água nos mares	Zonas costeiras e ilhas onde a água doce é escassa	
Grande disponibilidade de recursos como fonte de água para além da água do mar (água salobra, água residual, entre outras)	Grande variabilidade de custos de produção de acordo com as condições específicas de cada local		
Grande facilidade de adaptação às condições mais desfavoráveis (má qualidade de água e recursos escassos)	Grau de remoção de alguns contaminantes da água	Desenvolvimento das tecnologias e métodos associados, promovendo melhorias a vários níveis nos processos	Remoção do boro é ainda pouco eficiente representando perigo para a saúde humana.
Sistemas de dessalinização aliados à geração de energias renováveis	Pouco conhecimento ou utilização na associação da dessalinização a energias renováveis	Expansão de unidades de geração de energia renováveis a unidades de dessalinização, podendo reduzir os custos de produção	Elevados custos

Quadro 8.2. – Análise SWOT referente às duas tecnologias de dessalinização mais utilizadas.

	OI	MSF
PONTOS FORTES	- Fornecimento de água de grande qualidade às populações; - Custos moderados em relação aos custos elevados dos processos térmicos; Utiliza fundamentalmente água salgada e água salobra; - Unidades de menores dimensões, com maior facilidade de operação; - Custos de construção menores; - Taxa de recuperação entre 30 a 50% no caso da água salgada e até 90% no caso de água salobra;	- Fornecimento de água de grande qualidade para as populações; - Tempo médio de vida útil maior; - Aproveitamento do calor gerado como energia;
PONTOS FRACOS	- Grande concentração de sais presente no concentrado; - Estações de grande poluição sonora; - Poluição atmosférica; - Substituição das membranas e bombas frequentemente; - Grande utilização de químicos;	- Grande Consumo de Energia; - Desenvolvimentos tecnológicos no limite; - Grande custo de construção; - Manutenção pode variar, podendo ser baixa a média; - Temperaturas de efluente elevadas; - Sistema dependente de fornecimento de energia constante, o que aumenta os custos de produção e torna esta opção viável apenas em países onde a energia é mais barata
OPORTUNIDADES	- Suporte ao desenvolvimento económico e à indústria; - Utilização em regiões afectadas por escassez de água com fracos recursos;	- Suporte ao desenvolvimento económico e à indústria; - Associação destas unidades a unidades geradoras de energia - co-geração, reduzindo os custos de produção de água;
AMEAÇAS	- Ambientais - taxas de recuperação superiores conduzem a concentrados de grande grau de salinidade em relação às tecnologias térmicas; contaminantes que persistem até ao efluente; - Recurso a fontes de água salobra, como aquíferos, condicionado a factores hidrogeológicos ou climatéricos;	- Ambientais, dependente do grau de salinidade presente no efluente; e dos contaminantes que persistem até ao final da linha de tratamento;

9 ALTERAÇÕES À LINHA DE TRATAMENTO CONVENCIONAL PARA BENEFICIO ECONÓMICO E AMBIENTAL

Normalmente associados aos custos relativos dos impactes ambientais encontramos as medidas de mitigação. O envolvimento de novos processos, etapas, e outro tipo de tecnologias associadas poderá permitir uma redução nos impactes ambientais mais expressivos, embora isso possa representar, normalmente, custos acrescidos.

9.1 ALTERAÇÕES TECNOLÓGICAS QUE PERMITEM REDUZIR OS IMPACTES NO MEIO AQUÁTICO

As medidas de mitigação propostas podem ser introduzidas ao longo da linha de tratamento, desde a captação de água até à descarga do efluente, algumas destas medidas foram já abordadas nos capítulos anteriores.

De acordo com Münk (2008), para a redução dos impactes induzidos no meio aquático pela deposição do efluente de uma unidade de dessalinização é essencial que as alterações tecnológicas assentem em três principios:

- Redução das concentrações de sais e diferenças de temperatura do concentrado;
- Redução da necessidade de produtos químicos e aditivos;
- Redução da corrosão de materiais ou equipamentos

9.1.1 Estruturas de Captação de Água Enterradas no Fundo Marinho

A redução dos aditivos quimícos necessários passa pela utilização de água de alimentação com a melhor qualidade possível. Da mesma forma a redução de utilização destes aditivos reduz não só os custos associados, como confere maior estabilidade e fiabilidade ao processo de dessalinização (Münk, 2008). As estruturas de captação de água deste tipo encontram-se localizadas perto das zonas costeiras e consistem num sistema enterrado no fundo marinho a que se associa um sistema de filtração lento na entrada do subsolo marinho, que por sua vez se encontra ligado a uma série de poços localizados na costa. O sistema de filtração é dimensionado e configurado utilizando os mesmos critérios dos filtros lentos de areia, e constitui-se utilizando diversos materiais, dispostos em camadas, de brita, cascalho, areia (Peters e Pintó, 2008). No entanto este sistema não consegue captar grandes volumes de água, o que não é adequado para estações de maior dimensão (Münk, 2008).

A solução passa pela implementação de um sistema de perfuração direccional horizontal. Um sistema, pantenteado, denominado “Neodren” consiste em drenos horizontais baseados num sistema de tubos com filtros pororsos, que actuam como poços e onde é possível admitir

grandes volumes de água. A água passa através das camadas geológicas dos fundos marinhos, que actuam como um sistema de filtros naturais. Desta forma é possível captar água de maior qualidade, onde a matéria suspensa é reduzida e consequentemente a turvação também, para além dos poluentes que possam estar presentes na água de origem. Estima-se que esta redução seja de 90% (Peters *et al.,* 2008).

De acordo com (Peters, Pintó, e Pintó, 2007) esta tecnologia permite:

- Eliminar os impactes negativos relativos às espécies marinhas, fauna e flora, sem criar problemas de enclausuramento, arrastamento, colisão e morte de espécies aquáticas;
- Minimizar os impactes ambientais decorrentes da construção deste sistema face ao sistema convencional de captação de água;
- Reduzir drasticamente a necessidade de recorrer à fase de pré-tratamento, especialmente no caso da OI, o que prolonga também o tempo útil de utilização das membranas;

Ao minimizar a fase de pré-tratamento e a utilização de dosagem química e todas as outras implicações causadas a jusante, é também possível reduzir os custos associados à fase de operação e manutenção.

O sistema “Neodren” é actualmente utilizado em estações por OI. Em unidades de MSF a implementação deste sistema é teoricamente possível, mas, sendo que este tipo de estações não requer água de grande qualidade, esta tecnologia tem menor aplicabilidade (Münk, 2008).

Esta tecnologia foi desenvolvida pela empresa “Catalana de Perforacions” e a primeira unidade deste sistema opera, já, desde 1996 (Peters *et al*., 2007). De acordo com Peters *et al.* (2007), em Março de 2007 encontravam-se em operação 10 sistemas “Neodren” com uma capacidade total de cerca de 300.000m^3/dia.

9.1.2 Alternativas à Fase de Pré-Tratamento

Recorrer a outras alternativas na fase de pré-tratamento consiste sobretudo em reduzir a necessidade de recorrer a aditivos quimícos e evitar todos os problemas por eles criados, especialmente no caso das unidades de dessalinização por OI. Assim surgem as tecnologias que se consideram mais promissoras enquanto alternativas a esta fase, a Ultrafiltração e a Nanofiltração (Münk, 2008).

- **Ultrafiltração**

A ultrafiltração é um processo de separação por membranas que permite a remoção de partículas com diâmetros até 0,01μm. Na passagem da água as partículas são bloqueadas, e permanecem nas membranas até que se proceda à lavagem das mesmas. De acordo com Peters, (2005) a operação num fluxo máximo, com lavagens regulares, permite um baixo consumo de energia, entre 0,1 a 0,3 kWh/m³. Semelhantes às membranas de OI (membranas densas), as membranas de ultrafiltração (porosas) têm uma configuração em espiral a partir de um conjunto de fibras ocas. Esta configuração provoca a acumulação de partículas entre as camadas e consequentemente incrustações. A configuração das fibras ocas não possui a estabilidade mecânica para uma lavagem eficiente do filtrado.

No entanto, mais recentemente têm vindo a ser utilizadas as membranas Multibore® que combinam grande estabilidade a uma boa capacidade de limpeza.

De acordo com a empresa inge GmbH, que desenvolveu a membrana patenteada Multibore® esta é uma grande inovação no campo de tratamento de água. Este tipo de membrana consiste num feixe de cabos de fibras pequenas que se encontram dentro de uma estrutura de suporte altamente resistente, onde uma única fibra possui sete capilares individuais com poros de diâmetros de 0,02 μm. As estruturas de suporte não são mais que caixas de plástico (módulos Dizzer®), que garantem melhores propriedades hidráulicas, durabilidades extremamente altas e processos de tratamento limpos e seguros. A dessalinização ocorre quando a água, ao entrar nos capilares, é empurrada através dos cabos de fibras e é recolhida pelo tubo de plástico onde se encontra o sistema de fibras.

A disposição das membranas aumenta significativamente a estabilidade da membrana, o que virtualmente exclui a possibilidade de quebra da fibra. A empresa inge GmbH desenvolveu um sistema de tal modo capaz de estabilizar as fibras, que não ocorreu até hoje nenhuma quebra nas membranas colocadas em operação. Para além disso, e de acordo com a empresa inge GmbH as membranas possuem propriedades anti-incrustantes excelentes, alta resistência química e tolerância a grandes variações de pH (pH 1 a 13). As membranas Multibore® proporcionam ainda uma barreira de segurança contra os sólidos em suspensão, bactérias, vírus e outros microrganismos, para além de assegurarem um nível consistente de alta qualidade do filtrado, mesmo nos casos em que a composição da água original varia, o que torna esta tecnologia numa excelente opção como etapa preliminar na osmose inversa.

Desta forma, esta tecnologia inovadora da inge GmbH permite uma significativa redução de custos e confiabilidade operacional máxima.

De acordo com Czolkoss e Bu-Rashid (2007), através da instalação de uma unidade piloto na estação de dessalinização por OI de Addur, no Bahrain, foi possível comprovar a capacidade destas membranas na aplicação à dessalinização de águas de muito fraca qualidade.

A água do mar em Addur é reconhecida pelos altos níveis de salinidade e o seu alto teor de matéria orgânica devido às descargas industriais e residenciais, sendo considerada como das águas mais exigentes, em termos de tratamento, na região do Golfo Pérsico.

A estação de dessalinização de Addur, implementou um sistema de UF em meados de 1999, no entanto, cedo se percebeu que este sistema de membranas sofria de graves problemas de incrustações biológicas, um problema análogo ao já enfrentado antes da implementação da fase de pré-tratamento por UF. O recurso à UF comum revelou ser insuficiente para a baixa qualidade da água de origem, o que afectou a operação, reduziu a capacidade de produção da estação e conduziu a elevados custos de produção. Já em 2003 implementou-se o sistema de UF com membranas “Multibore”.

A qualidade do filtrado proveniente da UF pode ser medida pelo Índice de Densidade de Sedimentos (IDS) e pelo nível de incrustação nas membranas de OI, as quais, são alimentadas pelo efluente da UF. Através dos resultados obtidos neste estudo, onde se verificaram baixos níveis de IDS e incrustações nas membranas, foi possível comprovar a elevada eficácia, desempenho e confiabilidade das membranas enquanto alternativa promissora para o pré-tratamento em unidades de OI.

- **Nanofiltração**

A Nanofiltração (NF) permite a remoção de partículas com diâmetros até 0,001μm. Este sistema de membranas permite a remoção de bactérias, sólidos suspensos e até iões como o cálcio, magnésio, o carbono orgânico dissolvido, e alguma fracção de sais (Münk, 2008). Este sistema de filtração assemelha-se a um sistema de OI embora necessite de pressões significativamente mais baixas para o seu funcionamento. Ao contrário da UF, as membranas da NF não podem ser limpas através de lavagens, no entanto, e em semelhança à OI, este tipo de membranas acumula sólidos e outras partículas na sua superficie, o que contribui para a incrustação das mesmas Violleau *et al.* (2005 como citado por Münk, 2008).

A acumulação de sólidos na superficie das membranas é um dos principais problemas em qualquer separação de membrana, no entanto, no caso da NF pode ser mais complexa devido às interacções que conduzem à formação de depósitos, pois estas ocorrem em escala nano, e são, portanto, de difícil compreensão. As consequências negativas são óbvias e incluem a necessidade de pré-tratamento, limpeza de membrana, recuperações limitadas e perda de

água de alimentação, e tempo curto de vida das membranas (Van der Bruggen, Manttari, e Nystrom, 2008).

De acordo com Münk (2008) a análise de alguns estudos confirmam que a NF aumenta as taxas de recuperação da OI e MSF devido às excelentes qualidades de filtrado obtido, no entanto conclui-se que, existe a necessidade de recorrer à adição de produtos químicos na água de alimentação de modo a evitar a contaminação e incrustações nas membranas NF.

Assim, a eficiência ambiental esperada da NF como alternativa ao pré-tratamento não será, para já, a mais indicada, especialmente no caso da OI em que a utilização de aditivos quimicos é já por si limitada. Quanto ao custos, e de acordo com Münk (2008), em duas unidade de dessalinização por OI na Arábia Saudita foi possível concluir que uma redução no custo unitário entre 27% a 29% pela aplicação da NF como pré-tratamento, devido à economia de energia e melhoria da eficiência do processo de OI.

- **Técnica das “sponge ball”**

De acordo com Münk (2008) a técnica das “sponge balls” é um método de limpeza física desenvolvido para remover os depósitos das unidades de MSF. As bolas de borracha flexível, com um diâmetro ligeiramente superior ao diâmetro do tubo circulam continuamente através do sistema de tubagem e fazem a limpeza de depósitos e incrustações, o que é fundamental no caso dos tubos do permutador de calor, que influenciam a eficiência energética da unidade.

De acordo com Münk (2008), esta técnica revela-se eficaz na redução de incrustações nas tubagens de MSF. Em conjunto com a dosagem química moderada de anti-incrustantes, o recurso a outros aditivos químicos pode ser evitado. A eficiência das unidades pode ser ligeiramente aumentada, sendo esta uma boa solução de pré-tratamento para MSF, eficaz e económica. Algumas estações de dessalinização na Arábia Saudita recorrem a esta técnica.

- **Aditivos Ecológicos**

A necessidade de agentes químicos nas unidades de dessalinização é, muitas vezes, incontornável. Neste caso, o recurso aos chamados aditivos ecológicos ou “verdes” pode ser uma forma de minimizar os impactes ambientais decorrentes do uso de contaminantes químicos.

De acordo com Münk, um bom exemplo de um anti-incrustante ecológico é um polímero baseado em inulina, que acabou por ser um inibidor eficiente de incrustações de sílica, e uma vez que a inulina é de origem vegetal, não possui efeitos adversos sobre o ambiente marinho.

Num estudo recente de Chauhan *et al. (*2012) foi possível identificar a eficácia de anti-incrustantes formados por polímeros de pectina como um dos aditivos ecológicos a substituir os aditivos anti-incrustações químicos utilizados.

Dos dois polímeros anti-incrustantes sintetizados, pectinH-g-poli (AAm) e pectinH-g-poli (AAm-co-Amina), o último exibia a eficiência de inibição máxima de incrustações de 100% e 97,7%, em pH básico por Ca^{2+}e SO_4^{2-}, respectivamente. A tentativa de sintetizar anti-incrustantes eficientes baseados em polímeros de pectina, permitiu demonstrar, não só, a sua rentabilidade, como o facto de ser favorável ambientalmente. Este processo de síntese de anti-incrustantes foi bem-sucedido pois foi ainda possível verificar a sua eficácia em aplicações específicas enquanto inibidores de incrustações que respondem assertivamente à variação de pH e temperatura da água. Além disso, o anti-incrustante sintetizado também mostrou um nível de inibição de incrustações em pH básico, em contraste com os anti-incrustantes disponíveis comercialmente.

Em relação aos custos, e de acordo com Münk (2008), não é de esperar uma variação significativa em termos de benefícios económicos ao optar por este tipo de aditivos.

- **Radiação UV**

De acordo com Lattemann e Höpner, (2008) a radiação UV, com comprimento de ondas entre 200 a 300nm pode ser considerada como um pré-tratamento alternativo, pois, segundo estes autores, destrói a estrutura de ADN dos microrganismos ao ser aplicada na desinfecção da água de origem que entra na estação. Lattemann e Höpner, (2008) apontam esta alternativa como de fácil manipulação e em que a deposição de produtos químicos é evitada, no entanto, evidenciam que determinado tipo de substâncias presentes na água podem ser altamente reactivas e participar na formação de sub-produtos. No entanto, é importante salvaguardar que, para estações de maior capacidade de produção, esta opção não é uma alternativa viável para um pré-tratamento eficaz (Lattemann e Höpner, 2008).

O estudo de Marconnet *et al. (*2011) mostra que a radiação UV é um passo de pré-tratamento eficiente, que pode ser implementado a montante das unidades por membranas de nanofiltração, em associação com outras medidas de pré-tratamento (dosagem de anti-incrustantes, regulação de pH, microfiltração, ozonização, e adsorção por carvão activado granulado). Para estes autores, a radiação UV é capaz de:

- reduzir a concentração de bactérias planctónicas activas na água de alimentação;
- reduzir a extensão da incrustação biológica na membrana: a quantidade global de depósito, a concentração de bactérias sésseis e a quantidade de substâncias polimerícas extracelulares

presentes na superfície da membrana são diminuídas quando a água de alimentação é de UV irradiada;
- reduzir o aumento na quebra de pressão longitudinal, um parâmetro estreitamente relacionada com a matéria incrustante;
- ter um efeito favorável sobre a permeabilidade da água nas membranas.

É também importante realçar que, a eficácia da radiação UV não é, por si só, a solução adequada para o pré-tratamento, isto porque, para que esta opção seja realmente eficaz é necessário incluir dosagem de químicos, ou outro tipo de alternativas.

9.1.3 Alternativas aos Materiais Utilizados

Os materiais usualmente utilizados nas estações de MSF, constituídos por cobre e níquel, possuem uma baixa resistência à corrosão, embora as suas caracteristicas condutoras sejam bastante favoráveis. O recurso a aditivos químicos, alguns de pH muito baixo, a operação a altas temperaturas e a salinidade presente na água, potenciam o alto grau de corrosão a que estes materiais estão sujeitos, o que leva à deposição, das sustâncias presentes nos materiais, no concentrado final que é descarregado.

De acordo com Al-Odwani, El-Sayed, Al-Tabtabaei, e Ahmed, (2006), o desempenho do material e a resistência à corrosão em vários etapas do processo de MSF são consideradas como questões centrais para o desenvolviemento desta tecnologia. Em dois estudos de Al-Odwani *et al.* (2006), e foi possível comprovar o elevado grau de resistência do aço inoxidável e do titânio, surgindo este materiais como duas grandes alternativas viáveis quando comparados com os materiais, cobre-níquel, mais usados por estações de MSF. O custo do aço inoxidável é, no entanto, menor que o titânio, para além dos preços altos praticados para o cobre e níquel, o que torna o aço inoxidável uma opção economicamente vantajosa Al-Odwani, *et al*.; Münk (2006; 2008).

De acordo com Münk (2008), uma maior resistência à corrosão dos aços inoxidáveis não é necessariamente alcançável pelas concentrações elevadas de metais presentes na liga. Um tipo de aço inoxidável duplex com um tipo de estrutura austenítica-ferrítica mista fornece duas vezes mais a força do que o aço austenítico convencional, sendo que a espessura e o peso dos componentes é reduzido. Desta forma a mesma ou maior resistência à corrosão é obtida com menores níveis de liga.

Para estações MSF o recurso a materiais como o aço inoxidável, o titânio, não só conferem um grande grau de resistência à corrosão como, consequentemente, acabam por ser alternativas ambientalmente vantajosas.

Embora nas unidades por OI a preocupação com a corrosão não seja elevada devido às características inerentes ao próprio processo de dessalinização, algumas destas estações utilizam já materiais como o aço inoxidável ou substâncias polímericas, o que se traduz em opções ambientalmente favoráveis (Münk, 2008). No caso dos polímeros esta é a opção economicamente mais vantajosa, no entanto a sua eficácia em unidades de MSF não está ainda demonstrada (Münk, 2008).

9.1.4 Pós-Tratamento

A fase de pós-tratamento permite também mitigar potenciais efeitos ambientais adversos que possam resultar na fase de deposição do concentrado.

Considerando o cloro como uma das substâncias mais nocivas, o recurso à sua remoção ou neutralização deve ser uma etapa essencial para qualquer tipo de processo de dessalinização a que se recorre. Um neutralizante considerado seguro é o dióxido de enxofre. (Münk, 2008).

Para além do cloro, também outros compostos e metais pesados que subsistem no concentrado no final da linha de tratamento apresentam um risco potencial adverso para o ambiente. Existem algumas formas eficazes e menos prejudiciais, ambientalmente, de evitar a persistência e posterior deposição no meio aquático destas substâncias. De acordo com Münk (2008) processos de precipitação através de cal, complexação por agentes complexantes que se ligam aos materiais metálicos, adsorção por carvão activado, ou mesmo por bioabsorção através de biomassa podem ser utilizados para remover catiões metálicos.

9.2 DEPOSIÇÃO DE CONCENTRADO

No que se refere à deposição de concentrado, a forma ambientalmente mais prejudicial é a deposição por descarga em água superficiais, contudo esta é a opção mais utilizada, globalmente, para o "tratamento" do efluente rejeitado, sobretudo porque esta opção é a de menor custo. Uma solução que permite minimizar os impactes ambientais negativos na área de deposição assenta na melhoria dos níveis de diluição do concentrado. Uma das opções passa por recorrer a uma alternativa tecnológica que se baseia num sistemas de difusores múltplos, que proporcionam uma considerável melhoria nas taxas de diluição do concentrado. O recurso a esta tecnologia é economicamente viável e representa um custo praticamente semelhante à utilização de sistemas de tubagens de descarga, especialmente em presença de más condições de mistura no ambiente marinho (Münk, 2008).

A optimização das condições de descarga, especialmente no que respeita a geometria das tubagens, ângulos de descarga (35 a 45º para plumas de elevadas densidades, que não flutuam) e velocidades, podem permitir uma melhoria considerável no processo de mistura e diluição do concentrado quando é enviado para o meio receptor (Münk, 2008).

10 FUTUROS AVANÇOS TECNOLÓGICOS NA DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA

A dessalinização de água é um processo de tratamento de água, com grande potencial mas ainda pouco utilizada, globalmente, como fonte primária para abastecimento de água, no entanto, ao passo que a tecnologia nesta área evolui, as perspectivas futuras são cada vez mais promissoras. Um pouco por todo o mundo, especialmente na Arábia Saudita, Israel e Japão, o esforço por tornar esta técnica como um meio viável para a crescente necessidade de água para o abastecimento municipal a partir de grandes estações de dessalinização e em que o custo não é o maior obstáculo é, já, uma realidade (Goh, Ismail, e Ng, 2013).

Notavelmente, a dessalinização por OI de água salgada superou os processos de dessalinização térmica nesta década e espera-se que seja a OI a tecnologia que registará mais avanços significativos e determinará a implementação actual e futura de maior número de estações de dessalinização. Além disso, também a dessalinização de água salobra por OI é, cada vez mais, considerada como uma fonte promissora de água potável para um futuro próximo. De acordo com Goh *et al. (*2013), através de um levantamento recente efectuado pela Associação Internacional de Dessalinização é possível afirmar que cerca de 19% das estações de dessalinização instaladas globalmente têm a água salobra como fonte de alimentação.

A versatilidade reconhecida à técnica de osmose inversa, para além das suas vantagens ambientais e económicas, especialmente relacionadas com o consumo de energia e químicos utilizados, torna a engenharia de membranas para dessalinização como um caminho possível para a produção sustentável de água doce.

Três tecnologias agora em estudo são particularmente eficientes e salientam uma redução de 30% da energia requerida para o processo de dessalinização, no caso específico da Osmose Inversa:

- **“Forward Osmosis”**
- **Nanotecnologia – Nanotubos de Carbono**
- **Membranas Biomiméticas – Membranas “Aquaporin”**
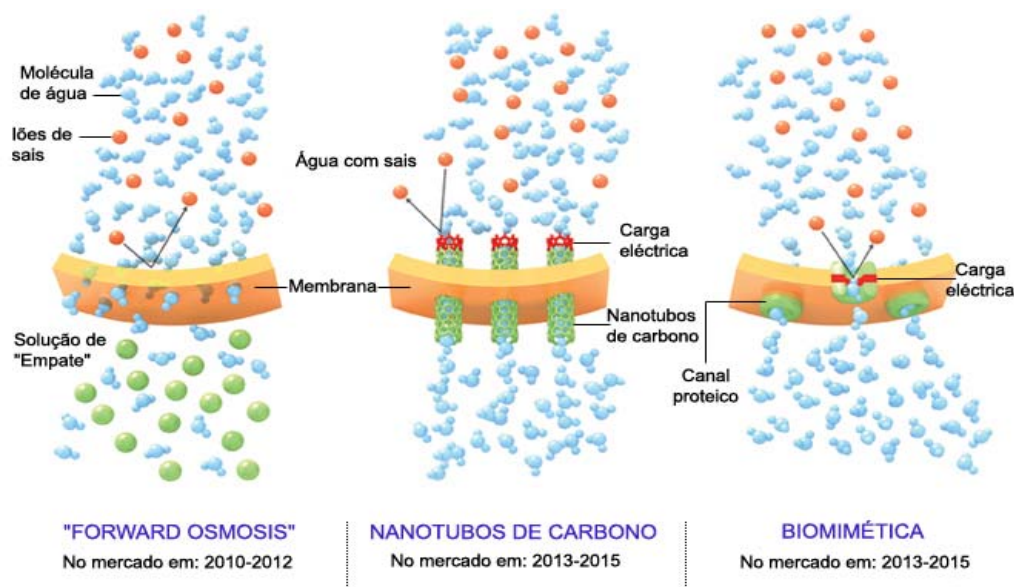
Figura 10.1 – Tecnologias mais recentes com aplicação no processo de dessalinização da água (adaptado de National Geographic Magazine, 2010).

- **"FORWARD OSMOSIS"**

A FO é um processo recente de osmose que, em semelhança à OI, utiliza uma membrana semi-permeável para efectuar a separação da água e solutos dissolvidos através de um gradiente de pressão osmótica. No entanto, ao contrário da OI, a FO não necessita de grandes pressões para a separação de sais, o que permite um consumo de energia baixo para a produção de água potável (Peñate e García-Rodriguez, 2012). De acordo com Peñate e García-Rodriguez (2012), das principais vantagens da utilização da FO destacam-se, o facto de operar em baixa ou nenhuma pressão hidráulica, permitir uma elevada rejeição, de gama alargada, de contaminantes, e uma menor propensão à acumulação de partículas e sedimentos na membrana. A pressão envolvida neste processo deve-se à resistência do fluxo no módulo de membranas. Comparada com a OI, a FO oferece vantagens sobretudo no funcionamento com menor pressão e baixa temperatura de operação, na obstrução das membranas ser potencialmente mais baixa e consumir menor energia, o que acaba por representar um maior benefício económico (Chung *et al.,* 2012; Zhao *et al.,* 2012).

Várias patentes foram concedidas para os diferentes métodos e sistemas para dessalinização de água por FO (Peñate e García-Rodriguez, 2012). Embora os processos de membrana por FO estejam a ser amplamente investigados e permitam uma variedade de aplicações, a FO enfrenta ainda alguns desafios. Estes desafios referem-se aos seguintes aspectos: a polarização da concentração, a obstrução da membrana, a difusão do soluto e a necessidade de desenvolvimento da membrana e a composição do soluto de empate necessário ao processo (Zhao *et al.,* 2012).

- **NANOTECNOLOGIA – NANOTUBOS DE CARBONO**

A rápida evolução da nanotecnologia tem cativado cada vez mais investigadores para a associação desta tecnologia à dessalinização de água. O rápido desenvolvimento e avanço desta tecnologia reflecte-se através do número exponencialmente crescente da investigação científica sobre a manipulação de nanomateriais aplicados em diversas tecnologias de dessalinização (Goh *et al.,* 2013).

De acordo com Goh *et al. (*2013) a disponibilidade de diferentes tipos de materiais nanoestruturados aliada ao conhecimento e à capacidade de produção de várias formas estruturalmente modificadas de materiais novos abriu novas portas para o desenvolvimento de membranas funcionais. Prevê-se que a utilização de nanopartículas para a dessalinização de água irá permitir a produção de materiais mais competitivos e que requerem menos trabalho, capital, e energia (Goh *et al.,* 2013). Actualmente, uma ampla variedade de tecnologias de dessalinização da água com base na incorporação de nanomateriais estão disponíveis no mercado, outros estão prestes a serem lançados no mercado, e alguns estão ainda em fase de desenvolvimento.

As propriedades únicas das partículas nanométricas tornam esta tecnologia numa opção francamente adaptada para o tratamento de água, pois oferece uma alternativa atraente face às membranas polimerícas existentes. A tecnologia nano oferece, uma variedade de diferentes tipos de membranas com base em zeólitos, nanotubos de carbono, nanoporos de grafeno, cerâmica e outras partículas nano-metálicas.

Os nanotubos de carbono têm atraído grande atenção, particularmente devido à sua capacidade para apresentar maior durabilidade e às suas características de separação. A introdução de nanotubos de carbono constitui um avanço significativo potencial para a tecnologia de dessalinização, pois as propriedades de transporte de nanotubos de carbono com base numa estrutura extremamente suave e oca facilitam o transporte rápido do líquido e as moléculas de gás nos canais, o que permite um elevado desempenho de fluxo de separação por membrana. Um maior fluxo de passagem e maior rejeição de sais conduzem a processos de eficiência significativamente maiores, exigindo menos matéria de membrana e energia por unidade de água dessalinizada. Segundo Goh *et al. (*2013), prevê-se que o surgimento dos nanotubos de carbono possa revolucionar o sector da tecnologia de dessalinização proporcionando, maior rendimento e características mais eficazes de separação sem introduzir custos significativos no sistema de dessalinização.

- **MEMBRANAS BIOMIMÉTICAS – “AQUAPORIN MEMBRANES”**

As membranas biomiméticas possuem uma combinação única capaz de oferecer elevada permeabilidade com proteínas de alta rejeição de soluto e têm atraído um interesse considerável, ao longo dos últimos anos, sobretudo para a construção de blocos funcionais de membranas para a dessalinização da água (Tang *et al.,* 2013).

As membranas das unidades de OI utilizadas actualmente oferecem um grau de permeabilidade relativamente baixa, o que limita o seu desempenho. No que se refere às membranas biológicas, é possível afirmar que têm vindo a evoluir de forma eficaz, especialmente no que respeita ao transporte de água obtido por um gradiente de pressão osmótica através de um sistema de proteínas “aquaporin”. As “Aquaporins” são canais formados por proteínas, com excelente permeabilidade à água e grande rejeição de soluto, o que as torna promissoras para a preparação de membranas biomiméticas de grande desempenho (Zhao, *et al.,* 2012). De acordo com Zhao *et al. (*2012) estima-se que uma membrana biomimética “aquaporin” pode, potencialmente, atingir uma permeabilidade à água de duas ordens de magnitude superior em relação às membranas de OI mais comuns.

As membranas biomiméticas “aquaporin” ainda não estão disponíveis no mercado, no entanto, os mais recentes resultados sugerem que o prazo para a sua disponibilização pode ser relativamente curto (Tang *et al.*, 2013).

Para além destas três tecnologias de membranas, também outras tecnologias parecem poder constituir o futuro da dessalinização enquanto técnica de tratamento de água. A destilação por membrana (MD) e tecnologias de membrana não-electroquímicas tais como a desionização capacitiva (CDI), têm vindo a ser exploradas como potenciais tecnologias de dessalinização afirmando-se como alternativas que podem oferecer baixo consumo de energia com grande nível de recuperação de água.

De acordo com Ng, Thu, Kim, Chakraborty, e Amy, (2013) uma outra tecnologia emergente na área dos processos térmicos é a dessalinização por adsorção térmica. Este é um método economicamente vantajoso, em que os custos são reduzidos, pois a dessalinização apenas requer calor a baixa temperatura, que pode ser disponibilizado em abundância tanto por fontes de energia renováveis ou por escape de energia proveniente de processos industriais. Com apenas uma entrada de calor, o ciclo da dessalinização por adsorção produz dois efeitos úteis, a água potável e temperaturas reduzidas ao longo do processo (Ng *et al.,* 2013).

Para os processos de dessalinização térmica a procura por novas fontes de energia são uma constante, na tentativa de utilizar uma fonte mais limpa e menos dispendiosa, e em que a energia requerida para o processo possa ser satisfeita por métodos acessíveis globalmente. De

acordo com Younggy e Logan, (2013) as células microbianas de dessalinização (MDC) são um novo método de obtenção de energia sustentável e podem, simplesmente, utilizar a matéria orgânica presente em águas residuais para a produção de energia necessária ao processo de dessalinização. O gradiente de potencial eléctrico criado pelas bactérias potencia a dessalinização da água ao dirigir o transporte de iões através de uma série de membranas de permuta iónica.

Estas e outras tecnologias vão surgindo e assumem-se como opções cada vez mais completas, mas é ainda necessário encontrar aplicações práticas e comercializáveis. Os esforços de pesquisa encaminham-se no sentido do avanço de tecnologias que possam competir e superar o desempenho da OI convencional e da dessalinização térmica. O futuro da dessalinização passa pelo estudo, desenvolvimento e aplicação das tecnologias que vão surgindo, até que sejam encontradas formas cada vez mais eficientes e potencialmente vantajosas, quer em termos económicos, quer ambientais.

11 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

É necessário encarar o problema da escassez de água, um tema cada vez mais abrangente a nível global, promovendo e desenvolvendo novos recursos e novas formas de abastecimento de água. A dessalinização deve ser considerada como um meio viável para dar resposta a este problema.

As duas técnicas que contabilizam a maior parcela da capacidade global de dessalinização de água salgada são a OI e a MSF. A análise dos processos demonstrou que os efluentes provenientes de unidades deste tipo possuem características físico-químicas distintas e determinam os potenciais impactes ambientais, sobretudo no que se refere à descarga do efluente em meio aquático.

Dos impactes ambientais negativos decorrentes da descarga do concentrado no ambiente aquático, pode concluir-se que a OI, em relação à MSF, é a tecnologia que menores efeitos adversos provoca, sobretudo devido à ausência de biocidas e de metais pesados no concentrado. No entanto, novos materiais de construção como o titânio são cada vez mais utilizados em processos térmicos e permitem a eliminação e consequente contaminação de cobre na salmoura. Para além disso, os níveis de cloro residual podem também ser neutralizados, em semelhança à prática corrente em unidades de OI para consequente protecção das membranas. Em contraste, as soluções de limpeza, que são usadas para restaurar periodicamente o desempenho de membranas de OI são potencialmente mais nocivas do que os resíduos produzidos durante a limpeza das unidades que recorrem a processos térmicos, como a MSF.

Outra das vantagens da dessalinização por OI é o facto de ser um processo energeticamente menos exigente o que o torna não só num processo mais ecológico que a MSF, mas, muitas vezes, também menos dispendioso.

Foi possível concluir que a forma mais utilizada para a descarga dos efluentes resultantes de uma unidade de dessalinização é a deposição aquática. Das várias estratégias de deposição do concentrado a técnica mais vantajosa ambientalmente é a técnica “ZLD”, embora seja também a mais cara.

A aplicação de outras técnicas ou adição de outras às já existentes pode alterar positivamente os aspectos ambientais e económicos mais relevantes. O pré-tratamento, a UF e as “Sponge Balls” podem ser introduzidos nos sistemas e proporcionam uma melhoria significativa na fase de pré-tratamento e removem muitos dos produtos químicos utilizados. A forma de captação de água por um sistema “embebido” nos fundos marinhos resulta noutra alternativa de pré-

tratamento tão eficaz e ambientalmente vantajosa, que embora os custos iniciais possam ser mais elevados face a outra captação, podem resultar numa melhoria significativa em vários aspectos do processo de dessalinização reduzindo os custos de manutenção e gestão. A combinação destas e outras medidas analisadas permitem evitar ou reduzir o impacte dos poluentes a custos similares aos sistemas convencionais.

O custo da OI é inferior à MSF quer em termos energéticos, quer ambientais, no entanto, esta última tecnologia dispõe de maior conhecimento e evolução científica disponível do que a tecnologia de OI. Para além disso o mercado da distribuição da água dessalinizada tem respondido com custos cada vez mais baixos, pois o custo da água produzida por uma central dessalinizadora tem vindo a descer consideravelmente à medida que, e ao longo dos anos, os preços dos equipamentos, o nível da energia requerida e os avanços na construção/manutenção das centrais de dessalinização têm descido também.

Contudo, um correcto planeamento prévio à implementação de projectos de dessalinização pode permitir resultados tão satisfatórios como qualquer outra técnica de tratamento de água, e minimizará os riscos quer para o ambiente, quer para a saúde humana, quer do ponto de vista económico e mesmo social.

A importância de um trabalho continuado nesta área, futuramente, poderá envolver uma análise pormenorizada a cada etapa da linha de tratamento, que constitui a dessalinização de água, com o objectivo de diminuir o custo global por m^3/dia de água produzida. Para além deste aspecto, a quantificação da pegada ecológica da dessalinização de água poderá ser outro aspecto relevante no estudo da dessalinização de água para consumo humano pois permitirá efectuar uma crítica detalhada aos aspectos ambientais mais relevantes envolvidos neste processo, contribuindo para um conhecimento detalhado das vertentes ambientais e ecológicas associadas a todo este processo.

12 BIBLIOGRAFIA

Al-Odwani, A., El-Sayed, E. E., Al-Tabtabaei, M., e Ahmed, M. (2006, 30 Novembro). Corrosion Resistance and Performance of Steel Alloys in MSF Distillation Plants. *Desalination , 201* (1-3), pp. 35-45.

AWWA Membrane Residuals Management Subcommittee. (2004). *Committee Report: Current Perspectives on Residuals Management for Desalting Membranes.*

Banco Mundial (2007). *Making the most of scarcity: Accountability for better water management results in the Middle East and North Africa.* 2007.

Bernat, X., Campos, C., Guiu, R., Tobella, J., e Gibert, O. (2010). The Economics of Desalination for Various Uses. In A. Garrido, L. Martinez-Cortina, & E. Lopez-Gunn (Eds.), *Re-thinking Water and Food Security: Fourth Botin Foundation Water Workshop* (pp. 329-346). Fundación Botin.

Carvalho, M. L. S; Brito, A.M. e Monteiro, E.P. (2010). *Plano Nacional de Saneamento Básico. Cidade da Praia, Cabo Verde.*

Chauhan, K., Kumar, R., Kumar, M., Sharma, P., e Chauhan, G. S. (2012, 1 Novembro). Modified Pectin-based Polymers as Green Antiscalants for Calcium Sulfate Scale. *Desalination, 305*, pp. 31-37.

Chung, T.-S., Zhang, S., Wang, K. Y., Su, J., e Ling, M. M. (2012, 15 Fevereiro). Forward Osmosis Processes:Yesterday, Today and Tomorrow. *Desalination , 287*, pp. 78-81.

Cooley, H., Gleick, P. H., e Wolff, G. (2006, June). *Desalination, With a Grain of Salt - A California Perspective.* Disponível em http://www.pacinst.org/reports/desalination/desalination_report.pdf. Acedido a 2 de Novembro de 2012.

Czolkoss, W., e Bu-Rashid, K. A. (2007, 5-February). Desalination. *Pilot Tests of Multibore UF Membrane at Addur SWRO Desalination Plant, Bahrain , 203* (1-3), pp. 229-242.

ELECTRA (2011). Empresa de Electricidade e Água, SARL – Cabo Verde. Relatório e Contas 2011. Disponível em: http://www.electra.cv/index.php/Relatorios/View-category.html. Acedido a 2 de Fevereiro de 2013.

El-Ghonemy, A. M. (2012). Future Sustainable Water Desalination Technologies for the Saudi Arabia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews , 16* (9), 6566-6597.

FAO. *Water Scarcity.* Disponível em: http://www.fao.org/nr/water/topics_scarcity.html. Acedido a 17 de Dezembro de 2012.

Fichetti, M. (2007, Setembro). Fresh from the Sea. *Scientific American* (297), pp. 118-119.

Ghaffour, N., Missimer, T. M., & Amy, G. L. (2013, 15 Janeiro). Technical review and evaluation of the economics of water desalination:current and future challenges for better water supply sustainability. *Desalination , 309*, pp. 197-207.

Goh, P. S., Ismail, A. F., & Ng, B. C. (2013, 2 Janeiro). Carbon Nanotubes for Desalination:Performance Evaluation and Current Hurdles. *Desalination , 308*, pp. 2-14.

Guardiola, J., & Garcia-Rubio, M. A. (2012). Desalination in Spain: A Growing Alternative for Water Supply. *International Journal of Water Resources Development , 28* (1), 171-186.

Guerreiro, M. B. (2009). *Dessalinização para Produção de Água Potável - Perspectivas para Portugal.* Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto.

GWI. Global Water Intelligence. (2004). *Desalination Markets 2005-2015: A global assessment and forecast.*

GWI. Global Water Intelligence (2005). *Water Market Europe: Opportunities in EU Accession, the Framework Directive & the CIS.*

GWI. Global Water Intelligence (2006). *Desalination Markets 2007: A Global Industry Forecast.*

Hoekstra A.Y., Mekonnen M.M., Chapagain A.K., Mathews R.E., Richter B.D. (2012). *Global Monthly Water Scarcity: Blue Water Footprints versus Blue Water Availability*. Disponível em: PLoS ONE 7(2): e32688. doi:10.1371/journal.pone.0032688. Acedido a 2 de Fevereiro de 2013.

IDA. (2011). *IDA Desalination Yearbook 2010-2011.* International Desalination Association.
Lattemann, S. (2005). Disponível em http://www.paua.de/Impacts.htm. Acedido a 10 de Dezembro de 2012.

Kalogirou, S. A., (2005). *Seawater Desalination Using Renewable Energy Sources.* Progress in Energy and Combustion Science 31 (2005) 242–281.

Lattemann, S., e Höpner T.. 2003. *Seawater Desalination: Impacts of Brine and Chemical Discharge on the Marine Environmen*t. L'Aquila, Italy: Balaban Desalination Publications.

Lattemann, S., e Höpner, T. (2008). Environmental Impact and Impact Assessment of Seawater Desalination. *Desalination 220* , pp. 1-15.

Lattemann, S., Kennedy, M. D., Schippers, J. C., & Amy, G. (2010). Global Desalination Situation. In I. C. Escobar, & A. I. Schafer (Eds.), *Sustainable Water for the Future: Water Recycling Versus Desalination* (Vol. 2, pp. 7-38). Oxford, U.K.: Elsevier B.V.

Leusbrock, I. (2011). *Removal of Inorganic Compounds Via Supercritical Water: Fundamentals and Applications.* Dissertation, University of Groningen, Netherlands.

Levy, J. Q. (2008). *Novas Fontes de Abastecimento - Reutilização e Dessalinização* (1ª ed.). Ecoserviços.

Magara, Y., Tabata A., Kohki M., Kawasaki M., & Hirose M., (1998). Development of boron reduction system for seawater desalination. *Desalination* 118, pp.25-33.

Malmrose, Lozier P. J., Mickley M., Reiss R., Russell J., Schaefer J., Sethi S., Manuszak J., Bergman R. & Atasi K.. 2004. Committee Report: *Current Perspectives on Residuals Management for Desalting Membranes*. Journal AWWA 96 pp.73-87.

Marconnet, C., Houari, A., Seyer, D., Djafer, M., Coriton, G., Heim, V. (2011, 2 Agosto). *Membrane Biofouling Control by UV Irradiation*. Desalination, 276 (1-3), pp. 75-81.

Mezher, T., Fath, H., Abbas, Z., e Khaled, A. (2011 31 Janeiro). Techno-economic assessment and environmental impacts of desalination technologies. Desalination, 266 (1-3), pp. 263-273.

Micale G., Cipollina A., Rizzuti L. (2009). *Seawater Desalination for Freshwater Production. Seawater Desalination – Conventional and Renewable Energy Processes.* pp.1-16.

Mickley, M. Hamilton C., Gallegos R., L., & Truesdall J. (1993). *Membrane Concentrate Disposal*. Mickley and Associates, Boulder, CO, AWWARF, and AWWA.

Mickley, M., 2001. Membrane Concentrate Disposal: Practices and Regulation. U.S. Department of the Interior, Bureau of reclamation, Technical Service Center, Water Treatment Engineering and Research Group, Denver.

Mickley, M. 2004a. Membrane Concentrate Disposal: Practices and Regulation, Second Edition.U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Technical Service Center, Water Treatment Engineering and Research Group. Denver.

Mickley, M. 2004b. Costs of Concentrate Management. Apresentado em MEDRC International Conference on Desalination Costing, Cyprus.

Morgan J., Stumm, W., (1996). Aquatic Chemistry, 3rd edition. New York: John Wiley and Sons.

Morrison, J., Morikawa M., Murphy M., Schulte P., (2009). Water Scarcity & Climate Change: Growing Risks for Businesses & Investors. Pacific Institute. Disponível em: http://www.pacinst.org/reports/business_water_climate/full_report.pdf. Acedido a 2 de Novembro de 2012.

Mukheibir P. (2010). *Water Acess, Water Scarcity and Climate Change.* Environmental Management (2010) 45:1027–1039.

Münk, F. (2008). *Ecological and Economic Analysis of Seawater Desalination Plants.* Thesis, University of Karlsruhe, Institute for Hydromechanics.

National Geographic Magazine (2010). *The Big Idea.* Disponível em: http://ngm.nationalgeographic.com/big-idea/09/desalination. Acedido a 3 de Janeiro de 2013.

Ng, K. C., Thu, K., Kim, Y., Chakraborty, A., e Amy, G. (2013, 2 Janeiro). Adsorption Desalination: An Emerging Low-Cost Thermal Desaliantion Method. *Desalination , 308*, pp. 161-179.

NRC. (2008). *Desalination: A National Perspective.* Comitee on Advancing Desalination Technology Board. National Research Council (NRC) of the U.S. National Academies. Disponível em http://waterwebster.org/documents/NRCDesalinationreport_000.pdf. Acedido a 23 de Outubro de 2012.

Pagaime, L. T. (2011). *Dimensionar uma Instalação de Dessalinização de Água por Destilação a Baixa Temperatura.* Dissertação de Mestrado, Instituto Superior Técnico, Lisboa.

Paiva, J. S. (2008). *Avaliação Técnica e Económica de Sistemas Duais de Abastecimento de Água.* Dissertação de Mestrado, Instituto Superior Técnico, Lisboa.

Palomar, P., e Losada, I. J. (2010, 31 Maio). Desalination in Spain:Recent Developments and Recommendations. *Desalination* , pp. 97-106.

Peñate, B., e García-Rodriguez, L. (2012, 4 Janeiro). Current Trends and Future Prospects in the Design of Seawater Reverse Osmosis Desalination Technology. *Desalination , 284*, pp. 1-8.

Peters, T., e Pintó, D. (2008, 1 Março). Seawater Intake and Pre-Treatment/Brine Discharge - Environmental Issues. *Desalination , 221*, pp. 576-584.

Peters, T., Pintó, D., e Pintó, E. (2007). Improved Seawater Intake and Pre-Treatment System Based on Neodren technology. *Desalination* , pp. 134-140.

Richardson, S. D., Plewa M. J., Wagner E. D., Schoeny R., & DeMarini D. M. (2007). *Occurrence, genotoxicity and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research.* Mutation Research-Reviews in Mutation Research 636:178-242.

Riha, S. J., & Vedachalam, S. (2012). Desalination in Northeastern U.S.: Lessons from Four Case Studies. *Desalination , 297*, pp. 104-110.

Semiat, R. (2000). *Desalination: Present and Future*. *Water International*, vol. 25, Nº1.

Shiklomanov, I. A., Rodda, J. C. World water resources at the beginning of the twenty-first century, Cambridge University Press, 2003.

Svensson, M. (2005). *Desalination and the Environment: Options and Considerations for Brine Disposal in Inland and Coastal Locations.* SLU - Department of Biometry and Engineering.

Tang, C. Y., Zhao, Y., Wang, R., Hélix-Nielsen, C., e Fane, A. G. (2013, 2 Janeiro). Desalination by Biomimetic Aquaporin Membranes: Review of Status and Prospects. *Desalination , 308*, pp. 34-40.

UNEP/MAP/MED POL. (2003). *Sea Water Desalination in the Mediterrranean: Assessment and Guidelines.* Athens: UNEP/MAP.

UNESCO (2012). King Saud University, Disponível em: http://enews.ksu.edu.sa/2012/06/16/unesco-water-desalination-chair/. Acedido a 7 de Novembro de 2012.

United Nations, World population prospects: The 2006 revision, Tech. rep., United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population and Division (2007).

UN-WATER. (2006). *Coping with Water Scarcity - A Strategic Issue and Priority for System-Wide Action.*

Van der Bruggen, B., Manttari, M., Nystrom, M. (2008, 22 Outubro). Drawbacks of Applying Nanofiltrationand How to Avoid Them:A Review. *Separation and Purification Technology , 63* (2), pp. 251-263.

Virga, R., Geraldo L., Santos F. (2007, Dezembro). *Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis.* Ciência e Tecnologia Alimentar. Campinas, 27(4): 779-785.

Vörösmarty C. J., Green P., Salisbury J., Lammers R.B., (2000). *Vulnerability from Climate Change and Population Growth. Science* 289, 284 (2000.

Wangnick/GWI. (2005) Worldwide Desalting Plants Inventory. Oxford, England: Global Water Intelligence, 2005.

WHO. (2007). *Desalination for Safe Water Supply, Guidance for the Health and Environmental Aspects Applicable to Desalination.* Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Younggy, K., & Logan, B. E. (2013, 2 Janeiro). Microbial Desalination Cells for Energy Production and Desalination. *Desalination , 308*, pp. 122-130.

Younos, T. (2005a). Environmental Issues of Desalination. *Journal of Contemporary Water Research and Education* (132), 11-18.

Younos, T. (2005b). The Economics of Desalination. *Journal of Contemporary Water Research & Education* (132), 39-45.

Zhao, S., Zou, L., Tang, C. Y., & Mulcahy, D. (2012). Recent Developments in Forward Osmosis: Opportunities and Challenges. *Journal of Membrane Science , 396*, 1-21.

Zhao, Y., Qiu, C., Li, X., Vararattanavech, A., Shen, W., Torres, J. (2012). Synthesis of Robust and High-Performance Aquaporin-Based Biomimetic Membranes by Interfacial Polymerization-

Membrane Preparation and RO Perfomance Characterization. *Journal of Membrane Science , 423-424*, 422-428.

Zhou, Y., & Tol, R. S. (2004). *Evaluating the Costs of Desalination and Water Transport.* Working Paper FNU-41 revised.